

Univerzita Karlova v Praze
Přírodovědecká fakulta

Studijní program: Biologie
Studijní obor: Biologie



Anna Florianová

Netýkavka malokvětá (*Impatiens parviflora* DC.) jako invazní neofyt střední Evropy

Small balsam (*Impatiens parviflora* DC.) as an invasive neophyte of Central Europe

Bakalářská práce

Vedoucí práce: doc. RNDr. Zuzana Münzbergová, Ph.D.

Praha 2013

Prohlášení:

Prohlašuji, že jsem závěrečnou práci zpracovala samostatně a že jsem uvedla všechny použité informační zdroje a literaturu. Tato práce ani její podstatná část nebyla předložena k získání jiného nebo stejného akademického titulu.

V Praze 5. 5. 2013

Podpis

Poděkování:

Na tomto místě bych chtěla poděkovat své školitelce doc. RNDr. Zuzce Münzbergové, PhD. za přátelský přístup při vedení práce a za spoustu cenných rad a připomínek. Dále bych chtěla poděkovat rodičům za psychickou i materiální pomoc po dobu celého mého studia, Lukášovi za trpělivost a ochotu vždy mi s čímkoli pomoci a dále všem lidem z geobotaniky za skvělou atmosféru, kterou na oddělení vytváří.

Abstrakt

Rostlinné invaze jsou jedním z hlavních ohrožení globální biodiverzity. Protože je ale invazních rostlin hodně a jejich likvidace je finančně velmi náročná, nemůžeme bojovat proti všem invazním rostlinám. Abychom se mohli správně rozhodnout, se kterými druhy bojovat a se kterými už ne, musíme mít o daných druzích dostatek relevantních znalostí.

V této práci se zabývám jednou z nejrozšířenějších invazních rostlin ve střední Evropě, netýkavkou malokvětou (*Impatiens parviflora* DC.) Shrnuji informace o původu, historii invaze a současném rozšíření druhu, o jeho morfologii, autekologii, vlivu na původní vegetaci a o faktorech ovlivňujících jeho šíření. U posledních dvou zmiňovaných bodů upozorňuji na metodologické nedostatky dosud provedených studií znemožňující nám zjistit, co je příčina a co následek výskytu netýkavky, tedy co je faktor ovlivňující šíření netýkavky a co vliv netýkavky na původní vegetaci. Navrhuji experimenty, které by tyto otázky dokázaly zodpovědět.

Klíčová slova: netýkavka malokvětá, *Impatiens parviflora*, rostlinné invaze

Abstract

Plant invasions are one of the major threats to global biodiversity. Since there are many invasive species and because their elimination is very expensive, we cannot fight against all of them. To decide with which species we should fight and with which not, we need to have enough relevant knowledge about these species.

In this thesis I deal with one of the most widespread invasive plants in Central Europe, small balsam (*Impatiens parviflora* DC.). I summarise information about origin, invasion history, and current distribution of the species, about its morphology, autecology, impact on native vegetation, and factors limiting its spread. As for the last two points, I point out methodological deficiencies in previous studies that make it impossible for us to distinguish between the cause and the effect of small balsam occurrence, i.e. what is the factor affecting its spread and what is the impact of small balsam on native vegetation. I propose experiments that should resolve these questions.

Key words: small balsam, *Impatiens parviflora*, plant invasions

Obsah

1. Úvod	2
2. Rostlinné invaze	3
2.1. Definice rostlinných invazí, původnost druhů.....	3
2.2. Fáze invaze	4
2.2.1. Koncept bariér	4
2.2.2. Pravidlo deseti	5
2.2.3. Lag-fáze	5
2.3. Invazní ekologie	6
2.3.1. Invazivnost druhů	6
2.3.2. Invazibilita společenstev	8
2.3.3. Invadovanost společenstev	10
2.3.4. Vliv invaze na původní biotu	11
2.3.5. Možnosti boje s nebezpečnými invazními druhy	12
2.4. Invaze a Česká republika.....	14
3. Studovaný druh – netýkavka malokvětá (<i>Impatiens parviflora</i> DC.)	15
3.1. Balsaminaceae	15
3.2. Netýkavka malokvětá	16
3.2.1. Popis druhu.....	16
3.2.2. Biologie a ekologie.....	16
3.3 Historie invaze.....	18
3.3.1. Původ druhu	18
3.3.2. Invaze v Evropě.....	18
3.3.3. Invaze v ČR	19
3.4. Faktory ovlivňující šíření netýkavky malokvěté	20
3.5. Vliv netýkavky malokvěté na společenstva zasažená její invazí.....	22
3.5.1. Vliv netýkavky malokvěté na netýkavku nedůtklivou	23
3.5.2. Vliv netýkavky malokvěté na diverzitu původní vegetace.....	24
3.5.3. Alelopatie	26
3.5.4. Pozitiva invaze netýkavky malokvěté	26
4. Navazující diplomová práce.....	27
4.1. Vliv netýkavky malokvěté na původní vegetaci.....	27
4.2. Faktory ovlivňující šíření netýkavky malokvěté	28
5. Závěr.....	29
6. Seznam literatury	30

1. Úvod

Rostlinné invaze jsou jedním z procesů, které výrazně ohrožují globální biodiverzitu (Millennium Ecosystem Assessment 2005). Invazní rostliny často snižují diverzitu původních druhů rostlin, ničí osobitost rostlinných společenstev a způsobují homogenizaci vegetace nebo ovlivňují celkové fungování ekosystému (Hejda et al. 2009). Navíc je za ně do značné míry zodpovědný člověk – nebýt člověka, většina dnes invazních druhů rostlin by vůbec nedokázala překonat geografické bariéry bránící jim v šíření a zůstala by jen v původním areálu výskytu. Zavlékání neboli introdukce nepůvodních druhů ale není jediným příspěvkem člověka k rostlinným invazím. Řadu nepůvodních rostlin člověk ještě dlouhá léta po introdukci pěstuje v parcích a zahradách nebo je z různých důvodů rovnou vysazuje do přirozených porostů a pomáhá tak nepůvodním rostlinám překonat problémy spojené s počátečními stádii invaze. S cíleným vysazováním a pěstováním nepůvodních rostlin se zpravidla přestává, až když se objeví první zmínky o invazním chování daných rostlin, což už bývá pozdě na to, aby se podařilo zabránit jejich dalšímu šíření.

Protože invazních rostlin i škod jimi způsobených v posledních desetiletích výrazně přibývá (Pyšek et al. 2009, Hulme et al. 2010, Pyšek & Richardson 2010), je zřejmé, že tuto problematiku nemůžeme přehlížet. Zároveň je ale jasné, že nemůžeme a asi ani nechceme zarputile bojovat proti všem invazním rostlinám – vždyť jen z Evropy známe přibližně 3000 druhů invazních suchozemských rostlin (Pyšek et al. 2009), a to Evropa zdaleka nepatří mezi nejinvadovanější oblasti světa. Je proto důležité rozpoznat opravdu nebezpečné invazní druhy a zamezit negativním vlivům jejich invaze, což se neobejde bez znalostí obecných zákonitostí invaze rostlin ani bez znalostí konkrétních invazních druhů (Hulme et al. 2010).

Tato práce je rozdělena na tři části. První část práce je zaměřena na rostlinné invaze obecně. Zde se pokusím stručně shrnout informace o tom, co vlastně invaze jsou, jak probíhají, jak vlastnosti rostlin a stanovišť ovlivňují jejich úspěšnost a jaký může být vliv invazních rostlin na původní biotu. V druhé části práce se zaměřím na netýkavku malokvětou (*Impatiens parviflora* DC.), jeden z nejmasivněji rozšířených invazních druhů v České republice i v celé střední Evropě (DAISIE 2009). Cílem této části práce bude shrnout dostupné informace o tomto druhu, o jeho morfologii, ekologii, rozšíření, o historii jeho invaze, o faktorech ovlivňujících jeho šíření a o jeho vlivu na původní biotu. V poslední části práce nastíním cíle a metodiku navazující diplomové práce.

2. Rostlinné invaze

2.1. Definice rostlinných invazí, původnost druhů

Nejčastěji používaná definice popisuje rostlinné invaze jako proces zavlečení nepůvodního druhu na určité území, na kterém se pak druh nekontrolovatelně šíří, vytváří více či méně rozsáhlé porosty a agresivně vytlačuje druhy, které mají podobnou ekologii jako druh invazní (Richardson et al. 2000). Protože ale ustavení a přetrvání invazního druhu nemusí znamenat nahrazení původních druhů, ale jen využití volného místa, dostupných živin a prostoru (Tilman 1997, Tilman 2004), je možno chápat invazní druh také jako druh cizího původu, který proniká do člověkem pozměněných stanovišť a který v daném území zvyšuje svou abundanci vlastními silami, tj. produkuje potomstvo a proniká na nové lokality (Pyšek 1995). Z definice je pak možné vypustit část týkající se vytlačování původních druhů.

Abychom definici mohli zcela porozumět, je důležité si uvědomit, které druhy jsou považovány za původní a které za nepůvodní. V literatuře jsou obvykle jako původní označovány ty druhy, které buď vznikly na daném území, nebo do něj migrovaly bez přispění člověka, za nepůvodní pak ty, které na daném území nemají přirozený výskyt od neolitu (cca před 7–8 tisíci let) ani do něj spontánně nemigrovaly, tedy druhy, za jejichž introdukci je zodpovědný člověk (Richardson et al. 2000, Pyšek et al. 2004). Za nepůvodní druhy jsou považováni i hybridy dvou nepůvodních druhů nebo kříženci domácího a nepůvodního druhu bez ohledu na to, jestli tyto hybridy vznikli na daném území nebo ne, a také druhy, které se na daném území vyskytovaly v době před posledním zaledněním, během něj ustoupily a později byly reintrodukovány ne spontánně, ale s pomocí člověka (Pyšek 1995, Pyšek et al. 2004).

Nepůvodní druhy se podle doby, jež uplynula od zavlečení na dané území, dělí na archeofyty (cca před rokem 1500) a neofyty (po roce 1500). Archeofyty obvykle pocházejí z geograficky nepříliš vzdálených oblastí, takže se předpokládá, že k jejich migracím mohlo často docházet i spontánně. Jejich přítomnost v sekundárním areálu je navíc poměrně dlouhá (500–7000 let), takže se tyto rostliny z hlediska přizpůsobení se podmínkám prostředí prakticky neliší od druhů původních. Podle některých autorů by tedy neměly být archeofyty považovány za invazní rostliny (Richardson et al. 2000). Neofyty jsou rostliny, které byly introdukovány po roce 1500. Jejich šíření je přímo spojeno s objevem Ameriky a následným rozvojem zámořských plaveb, doprovázených osidlováním nových oblastí a globalizací obchodu. Neofyty obvykle pocházejí z geograficky vzdálených oblastí, takže možnost spontánní migrace je u nich téměř nulová (Richardson et al. 2000). Většina neofytů byla do sekundárního areálu introdukována cíleně. Některé druhy rostlin našly uplatnění v lesnictví

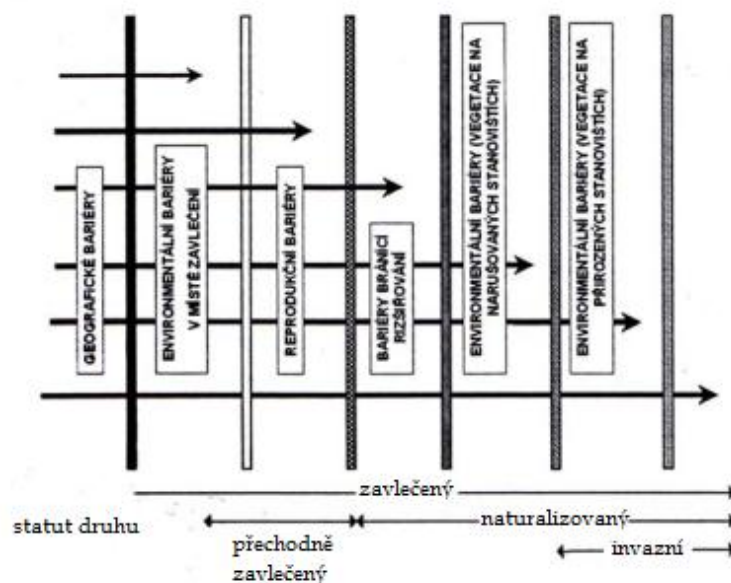
nebo v zemědělství, jiné byly přivezeny pro svůj exotický vzhled jako okrasné rostliny (Pyšek et al. 2002).

2.2. Fáze invaze

Je důležité si uvědomit, že ne každý nepůvodní druh je invazní. Mezi zavlečením nepůvodního druhu a jeho invazí je řada mezistupňů, které zdaleka ne každý druh dokáže překonat. Podle úspěšnosti kolonizace nových stanovišť sekundárního areálu můžeme nepůvodní druhy dělit na druhy přechodně zavlečené, naturalizované a invazní. Přechodně zavlečený druh je schopný v sekundárním areálu přežít, ale ne se samostatně rozmnožovat a udržovat dostatečně velkou populaci, je tedy závislý na opakovaném přísunu diaspor. Naturalizovaný druh přežívá a rozmnožuje se nezávisle na člověku a jeho výskyt na daném území je víceméně trvalý. Invazní druhy jsou potom ty naturalizované druhy, které se masivně šíří krajinou a vytváří rozsáhlé populace. Za masivní šíření je považována situace, kdy se rostlina rozmnožující se semeny rozšíří na vzdálenost větší než 100 m za méně než 50 let a rostlina rozmnožující se vegetativně na vzdálenost více než 6 m za 3 roky (Richardson et al. 2000, Pyšek et al. 2004).

2.2.1. Koncept bariér

Richardson et al. (2000) popisují průběh invaze pomocí konceptu bariér, které musí druh překonat, aby se stal invazním (obr. 1). Samotnou introdukcí neboli zavlečením rostliny nebo jejích propagulí mimo areál původního rozšíření dojde k překonání první z bariér, bariéry geografické. Během naturalizace pak druh musí překonat bariéru environmentální a reprodukční. Musí se vyrovnat s kompeticí původních druhů a s abiotickými podmínkami prostředí, přežijí jen druhy adaptované na podobný typ půdních podmínek a klimatu (Beerling 1993). Nejmenší shodu klimatu v primárním a sekundárním areálu vyžadují vodní rostliny, což může být způsobeno převažujícím vegetativním rozmnožováním a zejména uniformitou vodního prostředí. Aby se naturalizovaný druh stal druhem invazním, musí překonat ještě environmentální bariéry bránící šíření (Richardson et al. 2000).



Obrázek 1 Koncept průběhu invaze jako překonávání bariér (upraveno podle Richardson & Pyšek 2006).

2.2.2. Pravidlo deseti

Je zřejmé, že každá následující fáze je pro invazní druh obtížněji dosažitelná než fáze předcházející (Richardson & Pyšek 2006). Ke kvantitativnímu odhadu počtu druhů, které se stanou invazními, bylo navrženo tzv. pravidlo deseti. To říká, že ze všech zavlečených druhů se 10 % stane přechodně zavlečenými, z těchto se 10 % stane naturalizovanými a ze všech naturalizovaných se 10 % stane invazními. Jedná se jen o pravděpodobnost, s jakou se druh dostane do další fáze invaze, takže samozřejmě neplatí vždy a přesně. Bylo stanoveno rozmezí 5–20 %, ve kterém výsledky spadají do pravidla deseti. Toto rozmezí zohledňuje nepřesnost dat a rozdílný pohled na stupeň invaze, ve kterém se druhy nacházejí (Williamson & Fitter 1996, Richardson & Pyšek 2006).

Z pravidla deseti vyplývá, že většina člověkem introdukovaných druhů se vůbec neuchytí nebo se uchytlí jen na krátkou dobu. Část z těch, kterým se podaří uchytlit, kolonizuje pouze stanoviště v blízkosti člověka, jen velmi málo druhů pronikne do nenarušených stanovišť přírodní vegetace (Sykora et al. 1989; Williamson & Fitter 1996; Richardson & Pyšek 2006).

2.2.3. Lag-fáze

Invaze mají charakteristickou dynamiku. Doba krátce po zavlečení a počáteční fáze naturalizace se označují jako lag-fáze. Zjednodušeně je to doba od introdukce nového druhu do začátku invazního šíření. V tomto období není druh přítomen na velkém množství lokalit a nových lokalit přibývá jen velmi pozvolna. Lag-fáze je velice důležitým obdobím pro

rostlinu, protože je to fáze určená právě k tomu, aby rostlina překonala překážky bránící jí v šíření a aby byli vyselektováni jedinci s nejvhodnějšími vlastnostmi. Každý druh má lag-fázi jinak dlouhou, délka lag-fáze závisí na délce života rostliny. U druhu *Impatiens parviflora* se odhaduje doba trvání lag-fáze na cca 30 let, *Impatiens glandulifera* se v ČR začala masově šířit po lag-fázi dlouhé cca 40 let (Pyšek & Prach 1993; Pyšek & Prach 1995; Hejda & Pyšek 2006). Další nebezpečné invazní druhy u nás, *Heracleum mantegazzianum* a *Reynoutria sachalinensis* měly lag-fázi kolem 80 let (Pyšek & Prach 1993). U dřevin trvá lag-fáze obvykle déle, v průměru 112 let (Křivánek & Pyšek 2008). Po lag-fázi začíná období invazního šíření, pro nějž je charakteristická rychlá kolonizace nových lokalit. Tato fáze je označována jako fáze exponenciální.

2.3. Invazní ekologie

Problematika invazí je jako ekologický problém zkoumána zhruba posledních 50 let. Za zásadní je považována kniha Charlese Eltona „*The Ecology of Invasions by Animals and Plants*“ (1958), invazní ekologie jako samostatný vědní obor vznikla ale až na přelomu 80. a 90. let 20. století. Počty publikací zabývajících se tematikou rostlinných invazí podstatně rostou zejména v posledních dvou desetiletích (Davis 2006).

Současná invazní ekologie se zabývá pěti hlavními tématy:

- i) invazivností druhů, tj. schopností druhu pronikat na nová území a efektivně se zde šířit (např. Crawley et al. 1996, Rejmánek & Richardson 1996)
- ii) invazibilitou společenstev, tj. náchylností společenstva k invazi (např. Lonsdale 1999; Davis et al. 2000).
- iii) invadovaností společenstev, tj. procentuálním podílem invazních druhů v daném společenstvu (např. Chytrý et al. 2005, Richardson & Pyšek 2006)
- iv) vlivem invaze daného druhu na původní biotu (např. Williamson 1998, Parker et al. 1999, Williamson 2001)
- v) možnostmi boje s nebezpečnými invazními druhy (např. Hulme 2006).

2.3.1. Invazivnost druhů

Invazivnost je schopnost druhu pronikat na nová území a efektivně se zde šířit a může být podmíněna řadou různých vlastností, které přes intenzivní studium stále nejsou spolehlivě známy. Tyto vlastnosti se liší u různých druhů rostlin a v různých typech stanovišť a není možné obecně říci, že rostlina s těmito vlastnostmi bude invazivnější než rostlina

vlastnostmi jinými, vždy záleží na konkrétní situaci. Nicméně existují vlastnosti, které se jeví výhodnými výrazně častěji než vlastnosti „opačné“.

Vyzdvihována je zejména důležitost vysoké produkce semen a klíčivosti (Moravcová et al. 2010), dvou hlavních procesů spojovaných s počáteční fází naturalizace druhu určujících, zda invaze bude úspěšná. Mezi další důležité vlastnosti patří vytrvalost, velikost a dynamika semenné banky (Crawley et al. 1996) a vysoká relativní rychlost růstu během raných fází životního cyklu (Rejmánek & Richardson 1996, Burns 2004). Další významnou vlastností může být typ opylení. Nejúspěšnější bývají větrosprašné rostliny, které nejsou závislé na opylovačích a snadno se tak rozšíří na jakémkoli území (Moravcová et al. 2010, Pyšek et al. 2012c). Výhodou může být také schopnost autogamie, epizoochorie nebo antropochorie a R nebo CR životní strategie (Urbisz & Urbisz 2009).

Další vlastnost ovlivňující úspěch invaze je schopnost rostliny využívat zdroje prostředí. Dle tohoto kritéria dělíme rostliny na generalisty a specialisty. Specialista využívá zdroj, na nějž je uzpůsoben, efektivněji než generalista, ale jen za stabilních podmínek. Generalista neumí využívat zdroj tak efektivně, ale toleruje širší výkyvy podmínek prostředí (van Tienderen 1997). Invazní rostliny bývají většinou generalisté – díky široké ekologické valenci se snadněji uchytí v různých biotopech a masivně se rozšíří krajinou (Richards et al. 2006).

Šíře ekologické valence závisí i na fenotypové plasticitě druhu, tj. na schopnosti genotypu tvořit různé fenotypy při působení různých podmínek (Pigliucci 2005). Čím plastičtější druh je, tím širší spektrum podmínek je schopen tolerovat. Úspěšné invazní rostliny mají často fenotypovou plasticitu vyšší než druhy původní (Daehler 2003) a jsou tak favorizováni v kompetici o zdroje. Podle Parker et al. (2003) je plasticita důležitá hlavně ve fázi naturalizace. Plasticitu mohou invazní druhy využít buď k přizpůsobení se nepříznivým podmínkám při minimální ztrátě fitness, nebo ke zvýšení konkurenceschopnosti při příznivých podmínkách. Některé invazní druhy jsou schopny obě možnosti kombinovat (Richards et al. 2006).

Dle některých autorů nemá přílišný význam studovat vlastnosti ovlivňující invazivnost druhů, protože invazní druhy nejsou náhodným vzorkem globální flóry, ale představují z velké části výběr člověka. Korelace mezi vlastnostmi druhů a jejich invazivností tedy může být zkreslena nenáhodnou variabilitou v přenosu diaspor do nového areálu (Colautti et al. 2006). Podle této hypotézy nemusí např. delší doba kvetení znamenat větší invazivnost, ač ji vykazuje řada invazních druhů, ale může to být jednoduše důsledek toho, že takové rostliny byly člověkem přednostně introdukovány.

Úspěšnost druhu pronikat na nová území a zde se šířit ale nemusí být ovlivněna jen vlastnostmi daného druhu, roli hrají i interakce s jinými trofickými úrovněmi. Významným faktorem zvýhodňujícím nepůvodní druhy oproti druhům původním a zvyšujícím tak jejich invazivnost je ztráta přirozených nepřátel. Hypotéza ztráty přirozených nepřátel (*Enemy Release Hypothesis*, Elton 1958) říká, že přirození nepřátelé regulují velikost rostlinných populací, že tito nepřátelé mají větší vliv na druhy původní než na druhy introdukované a že rostliny jsou schopny využít nepřítomnost regulace přirozeným nepřítelem ke zvýšení svého růstu. Nepůvodní druhy „utečou“ svým specializovaným parazitům a herbivorům, kteří mají na regulaci jejich početnosti největší vliv, kdežto domácí druhy řadu specializovaných přirozených nepřátel mají a jsou tak v nevýhodě. Generalisté sice mohou napadat původní i introdukovaný druh, ale jejich vliv na regulaci početnosti populace je značně menší než vliv specialistů (Colautti et al. 2004).

S touto hypotézou úzce souvisí hypotéza zvýšené konkurenční schopnosti (*Evolution of Increased Competitive Ability Hypothesis*), která říká, že čím méně energie vynakládá druh na obranu proti nepřátelům, tím více si může dovolit investovat do kompetice (Blossey & Nötzold 1995). Protože introdukovaný druh nemusí vynakládat na obranu proti nepřátelům tolik energie jako druh původní, může investovat více energie do kompetice a spíše pak vytěsni druh původní.

Výhody, které invazní rostliny získají ztrátou přirozených nepřátel, jsou na rozdíl od vlastností rostliny něco, co může člověk při boji proti invazním rostlinám poměrně snadno ovlivnit – stačí cíleně introdukovat specializovaného predátora rostliny z jejího primárního areálu. Tato metoda se označuje jako biologická regulace neboli biokontrola a více se jí věnuji v kapitole 2.3.5.

2.3.2. Invazibilita společenstev

Invazibilitou rozumíme náchylnost společenstva k invazi cizího druhu (Lonsdale 1999; Davis et al. 2000). Lze říci, že každé rostlinné společenstvo je v principu invazibilní, ale některá společenstva jsou k invazi náchylnější než společenstva jiná (Williamson & Fitter 1996). Invazibilita obecně záleží na abiotických faktorech prostředí, jako je např. stupeň trofie půdy, půdní vlhkost, četnost disturbancí nebo sukcesní stáří, a na biotickém složení společenstva, tj. na počtu druhů, celkové pokryvnosti atd. (Hobbs & Humphries 1995, Tilman 1997).

Jednou z nejdůležitějších vlastností společenstva zvyšující jeho náchylnost k invazi jsou disturbance (Hobbs & Humphries 1995), a to zejména v člověkem vytvořených

habitatch, kde je frekvence disturbancí i jejich intenzita vysoká (Pyšek et al. 1998). Kromě četnosti a intenzity disturbancí zvyšují invazibilitu společenstva i změny v režimu disturbancí (Hobbs & Humphries 1995). S tím souvisí fakt, že nejvíce invazibilní bývají společenstva pobřežní a urbanizovaná (Pyšek et al. 1998).

Obecně lze také říci, že s rostoucí diverzitou a pokryvností původních druhů klesá náchylnost společenstva k invazi. To vysvětluje hypotéza biotické odolnosti (*Biotic Resistance Hypothesis*, Elton 1958) tak, že u druhově bohatých společenstev již došlo k saturaci volných nik a tedy omezení usazování nově přichozích druhů. Studie srovnávající počty původních a nepůvodních nebo invazních druhů ve více vegetačních typech nebo na větším území však často nacházejí opačnou závislost – místa s vyšší diverzitou původních druhů mají i vyšší počty druhů nepůvodních (např. Planty-Tabacchi et al. 1996, Stohlgren et al. 2002). Levine (2000) i další ekologové předpokládají, že příčinou rozdílnosti může být prostorové měřítko studie. Na velké škále může působit heterogenita podmínek, která nabízí více příležitostí pro výskyt jak původních, tak nepůvodních druhů (Shea & Chesson 2002).

Dále platí, že mladší sukcesní stadia jsou většinou invazibilnější než sukcesně pokročilé porosty a že se v průběhu sukcese podíl nepůvodních druhů v rámci jednoho stanoviště snižuje (Prach et al. 2008). Důvodem může být, že řada nepůvodních druhů vykazuje R nebo CR životní strategii (Urbisz & Urbisz 2009) a je tedy rychlým životním cyklem a reprodukcí přizpůsobena narušovaným prostředím v raných fázích sukcese, ale je příliš kompetičně slabá na to, aby přežila i v sukcesně pokročilejších porostech (Rejmánek et al. 2005).

Dále se uvádí, že společenstva v mezických podmínkách jsou více invazibilní než extrémní stanoviště (Rejmánek 1989). Nejméně invazibilní bývají společenstva chladnějších oblastí (např. alpínské a subalpínské trávníky a křoviny) a stanoviště s omezenou dostupností zdrojů, jako jsou např. živinami chudá vřesoviště a rašeliniště nebo xerická stanoviště středomořských i jiných oblastí (Chytrý & Pyšek 2009). Důvod nižší invazibility je zřejmý – podmínky daných stanovišť jsou pro nový druh příliš nepřátelské a jen málokteré rostlině se podaří je včas překonat. Omezení se nemusí projevit, když je introdukován vhodný druh, tedy druh, který žil v podobně extrémních podmínkách už v primárním areálu (Rejmánek et al. 2005). Příkladem rostliny invadující do chladných oblastí může být původně alpský druh jestřábníku *Hieracium aurantiacum*, který pronikl do Australských Alp a v současnosti je zde jedním z nejproblematictějších invazních druhů (Pauchard et al. 2009). Mezi druhy invadující do xerických stanovišť můžeme zařadit původně americké opuncie, dnes známé ze suchých oblastí Afriky (Hoffmann et al. 1998) a Austrálie (Zimmermann et al. 2000), nebo původně

saharskou rostlinu *Brassica tournefortii*, která úspěšně invadovala do extrémního prostředí Sonorské a Mohavské pouště v jižní Kalifornii (Barrows et al. 2009) a vyvrátila tak přesvědčení mnohých vědců, že pouštím nebezpečí invaze nehrozí.

2.3.3. Invadovanost společenstev

Invadovanost je vyjádřena jako aktuální počet nebo procentuální podíl invazních druhů v rostlinném společenstvu či na lokalitě (Chytrý et al. 2005, Richardson & Pyšek 2006). Lonsdale (1999) vytvořil teoretický model pro určení invadovanosti území: počet nepůvodních druhů na daném území je dán součinem počtu druhů, které sem byly zavlečeny, a míry jejich přežívání v daném prostředí. Míra přežívání druhu v daném prostředí záleží na tom, jak se druh dokáže vypořádat s místními abiotickými podmínkami a s konkurencí původních druhů, a v podstatě odpovídá invazibilitě daného společenstva.

Jedním z nejdůležitějších faktorů ovlivňujících míru invadovanosti je vedle invazibility společenstva přísun diaspor, neboli počet rozmnožovacích částí, které do daného společenstva vstupují (Colautti et al. 2006). Čím větší je přísun diaspor, tím větší je pravděpodobnost, že někteří jedinci překonají bariéry nového prostředí. Studie srovnávající společenstva z pohledu rostlinných invazí často hodnotí právě úroveň invadovanosti (Chytrý et al. 2005). Pokud nás totiž zajímá přímo invazibilita daného společenstva, je potřeba odstranit vliv rozdílného množství diaspor přicházejících na lokalitu (Lonsdale 1999). I společenstvo s malou invazibilitou může být hodně invadované v případě, že je zajištěn dostatečně velký přísun diaspor nepůvodních druhů.

Přísun diaspor úzce souvisí s dalším faktorem ovlivňujícím invadovanost společenstva i invazivnost druhu, a to s časem od zavlečení druhu na dané území. Protože často není známo přesné datum zavlečení druhu na území, stanovuje se tzv. minimální doba od zavlečení určená např. podle herbářových dokladů (Rejmánek et al. 2005). Pyšek & Jarošík (2005) svojí studií potvrdili pozitivní korelaci mezi rozšířením nepůvodních druhů a jejich počty na daném území a minimální dobou od zavlečení. Tato doba ovlivňovala také invazní status druhů – druhy naturalizované a invazní měly minimální dobu od zavlečení delší než druhy přechodně zavlečené. Pravděpodobnost úspěšné invaze se tedy s rostoucí dobou od zavlečení zvyšuje, což je logické – čím déle je druh v určité oblasti, tím více diaspor zde již vytvořil a měl více příležitostí se rozšířit. Proto je třeba brát při srovnávání úspěšnosti druhů v potaz i čas, který měly na to, aby v daném území uspěly (Rejmánek et al. 2005).

2.3.4. Vliv invaze na původní biotu

Hodnocení vlivu invaze na původní biotu je složité, protože vždy záleží na úhlu pohledu a komplexních studií bylo provedeno jen velmi málo. Ekology nejčastěji užívaný ukazatel dopadu invazního druhu na původní biotu je změna diverzity (např. Hejda & Pyšek 2006, Hulme & Bremner 2006, Hejda et al. 2009). Dále je možné vyčíslit škody způsobené invazí a náklady na nápravu těchto škod. Tato metoda je sice hodně subjektivní a výsledky bývají hodně ovlivněny metodikou, na druhou stranu jsou ale dobře prezentovatelné a srozumitelné i laické veřejnosti (Zavaleta 2000). Různé přístupy k hodnocení vlivu invazí na původní biotu a jejich výhody a nevýhody podrobně rozebírají Parker et al. (1999).

Přes značnou subjektivitu a nejednoznačnost hodnocení vlivů invaze se většina ekologů shoduje na tom, že invaze má na společenstvo převážně negativní vliv (Hulme et al. 2010). Invaze často vedou k potlačení růstu původních druhů rostlin (Richardson et al. 1989), snižují druhovou bohatost a abundanci původní bioty (Hejda et al. 2009) a ničí tak osobitost daného společenstva (Winter et al. 2009). To se může ve větším měřítku projevit homogenizací flory, kdy se původně odlišná fytogeografická společenstva stávají vlivem masivní invaze podobnými (Schwartz et al. 2006). Invazní rostliny dále mohou narušovat síť mutualistických vztahů mezi původními druhy (Traveset & Richardson 2006), měnit charakter habitatu a celkové fungování ekosystému (Richardson et al. 2000), a to tak, že to může mít vliv na ekosystémové služby a na lidský blahobyt (Pyšek & Richardson 2010).

Invazní rostliny měnící stav ekosystému se označují jako prostředí měnící druhy neboli *transformers* (Richardson et al. 2000, Pyšek et al. 2004). Takové druhy mohou měnit hydrologický cyklus (Zavaleta 2000), režim disturbancí a požárů (Brooks et al. 2004), mohou vyčerpat limitující zdroj, erodovat nebo naopak stabilizovat povrch půdy, akumulovat soli atd. (Richardson et al. 2000). Odhaduje se, že představují zhruba 10 % invazních druhů (Rejmánek et al. 2005). U nás řadíme mezi druhy měnící prostředí např. *Robinia pseudoacacia*, který do prostředí dodává značné množství dusíku, *Pinus strobus*, jejíž jehličí vytváří silnou vrstvu na povrchu půdy, pod níž se udržuje výrazně vyšší vlhkost a která zabraňuje růstu druhů bylinného patra, nebo třeba *Impatiens glandulifera* a všechny druhy rodu *Reynoutria*, které podporují erozi v říčních nivách (Rejmánek et al. 2005).

I invaze ale může mít svá pozitiva. Invazní rostliny mohou totiž také poskytovat nové ekosystémové služby, mutualistické vztahy nebo mohou zvyšovat abundanci původní bioty (Hobbs et al. 2006, Schweiger et al. 2010). Příkladem „prospěšných“ invazních rostlin z naší flóry mohou být druhy *Impatiens glandulifera* nebo *Robinia pseudoacacia*, které produkují velké množství nektaru a mají tak pozitivní dopad na produkci potravin, zejména ve

včelařském sektoru. Druhy rodu *Reynoutria* zase mohou být využity jako velice kvalitní biopalivo (Janata 2010) – dle některých zdrojů je výhřevnost briketované křídlatky 17,2 MJ/kg, což je víc než výhřevnost dřevěných briket (web 1). Kromě toho můžeme z listů křídlatky extrahovat látky proti plísním a z jejích kořenů zas silně antioxidační resveratrol, který působí proti rakovině (Janata 2010). Dále můžeme rostlinu použít na výrobu papíru a tepelně izolačních materiálů nebo jako protiprachovou a protihlukovou bariéru podél velkých silnic a průmyslových podniků (web 2).

Rostlinné invaze sice často snižují diverzitu původní vegetace, na druhou stranu ale mohou zvyšovat diverzitu půdních mikroorganismů. Studií, které zkoumají vliv invazní rostliny na vegetaci i na jiné trofické vrstvy současně, bylo ale zatím bohužel provedeno velmi málo (Pyšek et al. 2012c).

2.3.5. Možnosti boje s nebezpečnými invazními druhy

V podstatě se rozlišují tři úrovně boje s invazními rostlinami – odstranění (eradikace), kontrola a potlačení druhu. V prvním případě likvidujeme všechny jedince a propagule daného invazního druhu, který se pak může na území vrátit pouze novou introdukcí. V druhém případě se snažíme výskyt druhu omezit, tj. vytlačit druh alespoň z těch stanovišť, kde způsobuje největší škody. Ve třetím případě pak pouze zabraňujeme dalšímu šíření druhu (Hulme 2006). Kontrola a potlačení vyžadují dlouhodobé, v podstatě trvalé investice času, práce a prostředků, odstranění druhu vyžaduje investice největší, ale zase poměrně krátkodobé. Úspěšnost eradikace ale hodně záleží na velikosti plochy, ze které chceme druh odstranit, a tedy i na tom, jak široce už je druh na daném území rozšířen. Rejmánek & Pitcairn (2006) ve své studii ukázali, že eradikace porostů na ploše menší než 1 ha je možná téměř vždy, na ploše 1–100 ha je úspěšná třetina pokusů, ale s tím, že prudce rostou náklady. Na ploše nad 100 ha už je podle autorů studie velmi nepravděpodobné, že invazní druh s reálnými náklady kompletně odstraníme. Nedílnou součástí všech eradikačních programů musí být opětovné zavedení vegetace, která při invazi ustoupila, aby se do pracně asanovaných míst invazní druh znovu nevrátil, popřípadě abychom neotevřeli cestu jinému invaznímu druhu (Hulme 2006).

K likvidaci invazního druhu se nejčastěji používá mechanické odstranění druhu nebo chemické ošetření herbicidem. Mechanické odstranění druhu je náročné na lidskou práci a používá se tedy jen na malé plochy, navíc málokdy rostlinu odstraní kompletně – řada rostlin je schopná množit se vegetativně a i po ořezání nebo vytrhání ze zbylých částí zrenegeruje. Mechanické odstranění druhu navíc nijak nepostihuje semennou banku a je ho tedy potřeba

opakovat několik let po sobě. Chemické ošetření často ničí i semennou banku, takže po něm rostliny nejsou schopny zrenegerovat. Na zahubení celých rostlin je ale potřeba přílišné množství herbicidu, což není šetrné k životnímu prostředí. Nejčastěji se proto používá kombinace mechanického a chemického ošetření, kdy nejprve druh z plochy mechanicky odstraníme a následně plochu ošetříme chemicky. Tím zabráníme regeneraci rostliny ze zbylých kořínků nebo oddenků, případně i ze semenné banky, a přitom nemusíme použít přílišné množství herbicidu (Cvachová & Gojdičová 2003).

Další možností, jak bojovat s invazními rostlinami, je biologická regulace (biokontrola), která spočívá v cílené introdukci specializovaného predátora daného invazního druhu z jeho původního areálu a tedy v omezení výhod, které druh má z důvodu ztráty přirozených nepřátel. Výhodou biologické regulace je, že bývá poměrně rychlá, přesně cílená a nenáročná a pokud její mechanismus správně funguje, tak je i riziko opakované invaze minimální. Problémem je, že ne vždy biologická regulace funguje tak, jak bychom si představovali. V podstatě nikdy si totiž nemůžeme být jisti tím, že introdukovaný predátor je opravdu druhově specifický. Navíc se vždycky může stát, že se tento druh prostě naučí konzumovat původní druhy rostlin, zejména pokud jsou příbuzné těm invazním. Místo plánované pomoci tak můžeme naopak způsobit další problém. Při plánování biologické regulace je proto vždy potřeba důkladně promyslet všechna možná rizika, po introdukci zas pečlivě sledovat, jak se predátor v novém prostředí chová a v případě jakýchkoli problémů včas zasáhnout a případné škody tak minimalizovat (Marková & Hejda 2011).

Přes všechna rizika existují případy, kdy byla biokontrola v boji proti invazním rostlinám použita a dopadla víceméně úspěšně – snížila výskyt invazního druhu na rozsáhlých územích a žádné nové problémy nezpůsobila. Příkladem takového úspěchu může být invaze opuncí do aridních oblastí Austrálie a následná regulace mûrou *Cactoblastis cactorum*. Po introdukci této mûry došlo k drastickému omezení výskytu opuncí, mûra při tom nijak neohrozila původní australské druhy flory ani fauny. Tomu, že mûra nezačala parazitovat na domácích druzích rostlin, patrně přispěl fakt, že se na území Austrálie nevyskytují žádné opuncím příbuzné druhy, takže by pro predátora bylo velmi náročné se na domácí druhy adaptovat (Zimmermann et al. 2000). Pro regulaci populací opuncí v Africe byl použit stejný management, zde však tak úspěšně nedopadl (více viz Hoffmann et al. 1998). Mûra sice nezpůsobila žádné škody v Austrálii ani v Africe, je ale možné, že její introdukce do těchto částí světa napomohla rozšíření mûry i do Severní Ameriky, kde se v současné době chová invazně a ohrožuje původní populace opuncí (Zimmermann et al. 2000). Jiným příkladem úspěšné biologické regulace je kontrola třezalky tečkované, invazní rostliny USA, Kanady a

Nového Zélandu, za pomoci mandelinek rodu *Chrysolina*. V Kalifornii došlo během tří let od vypuštění mandelinky k omezení rozlohy původně zamořené třezalkou na 1 % původní rozlohy, v Kanadě na méně než 2 %. Dnes, tedy asi 60 let po introdukci mandelinky, je situace přibližně stejná. Třezalka dlouhodobě přežívá jen na stinných stanovištích, kde se mandelinka nemůže rozmnožovat (Williams 2005).

Je ale důležité si uvědomit, že úspěšná biokontrola znamená vždy pouze omezení výskytu daného invazního druhu, nikdy nevede k úplnému vytlačení druhu. Je to logické – když se výrazně zmenší populace invazní rostliny, zmenší se i populace introdukovaného predátora, rostlina jím tedy není limitována a svoji populaci zase zvětší.

2.4. Invaze a Česká republika

V České republice je z celkového počtu asi 4400 cévnatých rostlin 2945 původních a 1454 nepůvodních, nepůvodní druhy tedy tvoří přibližně třetinu naší vegetace (Pyšek et al. 2012a). Takto vysoký podíl v zastoupení nepůvodních druhů je dán především výraznou mozaikovitostí krajiny ČR, díky níž se utvořila četná rozdílná stanoviště a migrační cesty, které jsou ještě dál rozšiřovány činností člověka (Pyšek et al. 2003). Neofytů je v naší floře přibližně 3 x více (1104) než archeofytů (350). Nejčastěji se u nás vyskytují nepůvodní druhy s primárním areálem v mediteránních oblastech (34,6 %), v ostatních částech Evropy (19,4 %) a Asie (13,1 %) a v Severní Americe (12,6 %). Archeofyty pocházejí většinou z oblasti Předního Východu nebo Mediteránu, rostliny ze vzdálenějších oblastí zpravidla spadají mezi neofyty. Přibližně polovina ze všech nepůvodních druhů byla člověkem introdukována záměrně (Pyšek et al. 2012a).

Ze všech introdukovaných druhů je 985 druhů (67,7 %) přechodně zavlečených, 408 (28,1 %) naturalizovaných, ale ne invazních, a 61 druhů (4,2 %) invazních. 11 invazních druhů patří mezi archeofyty, zbývajících 50 mezi neofyty (Pyšek et al. 2012a).

Mezi nejvíce invadované oblasti u nás patří města a vesnice a jejich okolí, zemědělská krajina, nivy velkých řek a oblasti s krajinou narušenou například těžbou uhlí. Obecně jsou nejvíce invadovaná narušovaná stanoviště a stanoviště, na kterých kolísá množství dostupných zdrojů, zejména živin, ale i vody nebo světla. Invadovanost klesá s nadmořskou výškou – zejména neofyty jsou výrazně koncentrovány v nížinách (Chytrý et al. 2005, Pyšek et al. 2012b).

3. Studovaný druh – netýkavka malokvětá (*Impatiens parviflora* DC.)

3.1. Balsaminaceae

Čeleď Balsaminaceae (netýkavkovité) zahrnuje dva rody, *Hydrocera* a *Impatiens* (Slavík 1997). Rod *Hydrocera* zahrnuje pouze druh *H. triflora*, rostoucí v Indomalajsi. Rod *Impatiens* (netýkavka) zahrnuje téměř 1200 druhů, které se přirozeně vyskytují zejména v horách tropické a subtropické Asie a v tropech Afriky, jen málo druhů je původem z temperátního pásu Eurasie a ze Střední nebo Severní Ameriky (Yiling et al. 2002). Rod je velice variabilní, zahrnuje jednoleté (zejm. Asie) i víceleté (zejm. Afrika) druhy, a to byliny, polokeře, epifyty i sukulentní formy (Yiling et al. 2002, Adamowski 2008). Pro výjimečně atraktivní květy je spousta druhů netýkavek kultivována a pěstována v zahradách. Některé z těchto druhů pronikly do volné přírody a časem se staly invazními. V Evropě jsou nejvíce rozšířeny jednoleté druhy původem z Asie (Adamowski 2008).

V České republice rostou běžně tři druhy netýkavek – původní netýkavka nedůtklivá (*I. noli-tangere* L.) a dvě invazní netýkavky, netýkavka žláznatá (*I. glandulifera* Royle) a netýkavka malokvětá (*I. parviflora* DC.), obě původem z himálajské oblasti střední Asie. Méně často můžeme u nás v přírodě potkat další tři druhy netýkavek původem z Asie, které jsou u nás považovány za naturalizované a stále jsou často pěstované v parcích a zahradách – netýkavku balzamínovou (*I. balsamina* L.), netýkavku drsnou (*I. scabrida* DC.) a netýkavku Balfourovu (*I. balfourii* Hook.) (Pyšek et al. 2012a). Dle studie Schmitz & Dericks (2009) má netýkavka Balfourova všechny předpoklady pro to, aby se stala ve střední Evropě invazní. Nebezpečí invaze v České republice ze strany netýkavky balzamínové ani netýkavky drsné není v literatuře zmiňováno.

V Evropě můžeme dále narazit druh *Impatiens capensis* Meerb. původem ze Severní Ameriky. Druh je znám z osmi evropských zemí, z nichž v pěti se již naturalizoval, v západní Evropě je dokonce považován za invazní (Adamowski 2008, DAISIE 2009). *I. capensis* je rozšířena i ve středním Německu a v severním Polsku a představuje tedy potenciální riziko i pro Českou republiku. Perglová et al. (2009), Skálová et al. (2011) ani Skálová et al. (2012) nenašli žádné zásadní překážky invaze druhu na naše území. Předpokládají, že nepřítomnost *I. capensis* u nás je dána jen nedostatečným přísunem diaspor – tento druh se u nás pěstuje jen zřídka.

3.2. Netýkavka malokvětá

3.2.1. Popis druhu

Netýkavka malokvětá (obr. 2) je jednoletá bylina, jejíž primární kořen brzy zaniká a je nahrazen adventivními kořeny. Lodyha je přímá, v horní polovině větvená, 30–80 cm vysoká, světle zelená, někdy červenofialově naběhlá. Lodyžní listy jsou střídavé, řapíkaté, vejčité až eliptické, ostře pilovité, s vyniklou žilnatinou, svrchu tmavě, zespodu světle zelené. Květenstvím jsou dlouze stopkaté hrozny čítající 3–10 poměrně malých květů s protáhlou ostruhou. Květy jsou žluté nebo světle žlutozelené, uvnitř často s roztroušenými červenými skvrnami, délka květu i s ostruhou je do 2 cm. První květy jsou často kleistogamické, obzvláště při nepříznivých stanovištních podmínkách, většinou ale proterandrické jako u ostatních druhů rodu *Impatiens*. Plodem jsou podlouhlé, 15–28 mm dlouhé kyjovité tobolky pukající 5 chlopněmi, obsahující 1–5 semen (Slavík 1997). Zralé tobolky pukají při sebemenším mechanickém podráždění, semeno může být vystřeleno na vzdálenost až 3,4 metru (Trepl 1984). Rostlina obvykle vyprodukuje přibližně 2000 semen za sezónu (Trepl 1984), v příznivých podmínkách se ale může jednat až o 10 000 semen (Coombe 1956).



Obrázek 2 Netýkavka malokvětá (web 3)

3.2.2. Biologie a ekologie

Řada studií zabývajících se autekologií netýkavky malokvěté (dále jen netýkavky) ve střední a západní Evropě ukazuje netýkavku jako druh s velmi variabilními ekologickými nároky (např. Chmura et al. 2007, Godefroid & Koedam 2010; Čuda 2011).

Netýkavka malokvětá je terofyt, tvoří pouze přechodnou semennou banku vytrvávající maximálně rok (Perglová et al. 2009). Semena klíčí v dubnu, rostliny kvetou od poloviny června do listopadu, plodí od konce června do listopadu (Ellenberg 1996).

Druh neproказuje vazbu na pH substrátu, roste na bazických, neutrálních i na kyselých půdách (Peace & Grubb 1982), snáší rozpětí pH 2,75–8,5 (Chmura et al. 2007). Dle studie Chmura et al. (2007) se v Polsku netýkavka vyskytuje výrazně častěji na silně kyselých a neutrálních půdách než na půdách mírně kyselých nebo mírně alkalických. Lawesson (2003) zase označuje jako optimální pH pro netýkavku v Dánsku hodnotu 4,4 a tvrdí, že netýkavku lze použít jako indikátor kyselých půd.

Literatura poskytuje rozdílné informace o preferencích netýkavky k půdnímu druhu a typu humusu. Zatímco Coombe (1956) uvádí, že druh roste na lehkých půdách a preferuje humus typu mull, jiné studie uvádí pozitivní korelaci výskytu druhu s ulehkými půdami (Godefroid & Koedam 2004, Chmura et al. 2007) a humusem typu moder (Godefroid & Koedam 2010). Netýkavka upřednostňuje stanoviště bohatá dusíkem (hodnota pro živiny N = 5, Ellenberg et al. 1992, Tokarska-Guzik et al. 2008, Golivets 2012), je ale schopná růst i na stanovištích minerálně chudších, někde je dokonce i preferuje (Chmura et al. 2007, Godefroid & Koedam 2010).

Druh roste na vlhčích, ne však zamokřených místech, ve stínu či polostínu (Coombe 1956, Chmura et al. 2007, Tokarska-Guzik et al. 2008). Podle některých zdrojů netýkavka dlouhodobě přežívá i při 5–10 % ozáření (Peace & Grubb 1982, Čuda 2011), daří se jí však hůř než při ozáření vyšší – rostliny jsou menší, mají méně plodných větví, méně kvetou a mají méně plodů i semen (Piskorz 2005, Dobravolskaitė 2012). I když netýkavka roste velmi často pod hustým zápojem stromového patra, jsou pro ni ideálním stanovištěm z hlediska světelných podmínek spíše gapy mezi stromy (Piskorz 2005). V suchých obdobích indikuje netýkavka jako jedna z prvních rostlin nedostatek vody vadnutím. Rostliny vadnou, pokud jsou vystaveny silnému přímému slunečnímu záření, i při dostatečném zásobení vodou (Coombe 1956).

Netýkavka malokvětá se nejhojněji vyskytuje podél cest, na okrajích lesů, na lesních mýtinách a v ruderálních habitatech, jako jsou zahrady, hřbitovy nebo příměstské lesy (Eliáš 1992, Pyšek et al. 1998, Tokarska-Guzik 2003), objevuje se ale i v zachovalých dubohabřinách, bučinách, acidofilních doubravách, smíšených lesích a vzácně i v borech (Tokarska-Guzik 2003, Chmura & Sierka 2006, Tokarska-Guzik et al. 2008). V jehličnatých lesích je často jediným druhem bylinného patra. Optimálním typem společenstva je pro ni asi řád *Fagetalia* (Obidzinski & Symonides 2000). Často tvoří velmi rozsáhlé porosty pokrývající i několik set metrů čtverečních, s hustotou až sto plodících jedinců na metr čtvereční (Dostál et al. 2012, obr. 3).



Obrázek 3 Porost netýkavky malokvěté (web 4)

3.3 Historie invaze

3.3.1. Původ druhu

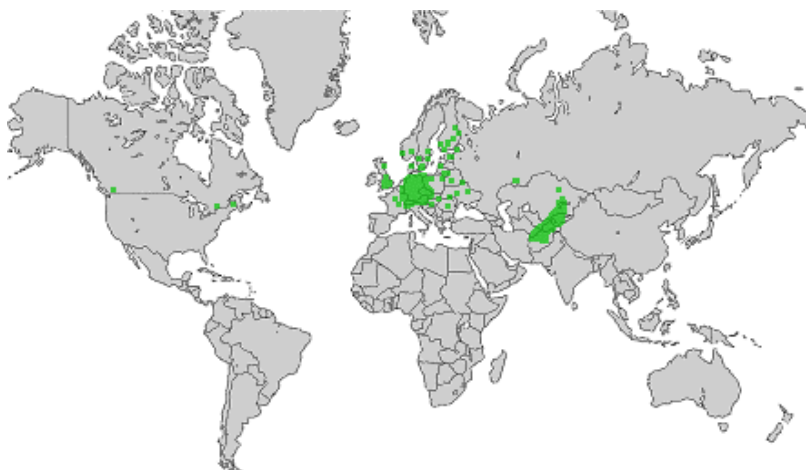
Netýkavka malokvětá pochází z himálajské oblasti střední a východní Asie, kde roste kolem potoků, na březích řek, kamenitých horských svazích, vlhkých stinných místech a v listnatých lesích. Vyskytuje se zde v nadmořské výšce od 1000 do 3000 metrů (Coombe 1956), nejčastěji však od 1200 do 1700 metrů (Yiling et al. 2002). Popsána byla až v roce 1824 De Candollem.

3.3.2. Invaze v Evropě

Netýkavka malokvětá se do Evropy poprvé dostala v roce 1831, a to do botanické zahrady v Ženevě, kde byla pěstována jako okrasná rostlina (Coombe 1956). V následujícím desetiletí se začala pěstovat v botanických zahradách po celé Evropě, např. ve Vídni, Berlíně, Tartu nebo Praze. Právě z botanických zahrad a zámeckých parků se začala šířit do okolí a postupně kolonizovala celou Evropu s výjimkou nejjižnějších a nejsevernějších oblastí (Trepl 1984, obr. 4). Perrins et al. (1993) zkoumali rychlost šíření ve Velké Británii pomocí revize floristických záznamů a došli k závěru, že se netýkavka malokvětá od své introdukce v roce 1848 šířila rychlostí 24 km za rok.

Dnes je netýkavka malokvětá známá ze 34 evropských zemí (Lambdon et al. 2008). Největší nebezpečí představuje pro země střední Evropy, kde může růst na širokém spektru půd (Coombe 1956) a v mnoha rostlinných společenstvech, zejména *Quercio-Fagetea*, *Quercion*, *Alnetea glutinosae*, *Galio-Alliarietalia*, *Artemisietalia* (Trepl 1984). V Polsku je považována za jeden z nejproblematictějších invazních druhů rostlin vůbec (Tokarska-Guzik 2003, Tokarska-Guzik et al. 2008, Urbisz & Urbisz 2009).

Netýkavka malokvětá je jedním z mála středoevropských neofytů, který dokáže kolonizovat široké spektrum habitatů s velmi rozdílnými stanovištními podmínkami (Eliáš 1992, Piskorz & Klimko 2007, Sádlo et al. 2007, Tokarska-Guzik et al. 2008). Dle Sádla et al. (2007) je dokonce jediným neofytem, který se vyskytuje jako dominanta ve třech a více biotopech, kde biotopem je myšlena fytocenologická jednotka na úrovni svazů nebo skupin svazů. Jako jeden z mála druhů také proniká do stabilních fytocenóz a narušuje přirozenou vegetaci na mnoha lokalitách (Trepl 1984, Tokarska-Guzik 2003, Stepień 2009). Snahy o masivnější eradikaci netýkavky jsou přesto známy jen z Polska (Adamowski & Keczynski 1999) a Maďarska (Csontos 1986, podle Vervoort & Jacquemart 2012).



Obrázek 4 Rozšíření netýkavky malokvěté ve světě (web 5).

3.3.3. Invaze v ČR

Do botanické zahrady v Praze byla netýkavka malokvětá dovezena v roce 1844, už kolem roku 1870 začala zplaňovat a šířit se na ostrově Štvanice a v dalších částech Prahy. Dalšímu šíření pomohlo zejména budování železnice, úmyslné zavlékání druhu do dalších zahrad a parků a transport semen vodními toky (Slavík 1997). Netýkavka se velmi rychle naturalizovala a od 40. let 20. století má její šíření charakter invaze. Nejmasivněji se šířila v 70. a 80. letech 20. století, pak byla její invaze zpomalena introdukcí monofágní mšice *Impatiens asiaticum* (Starý 1970).

Netýkavka se postupně rozšířila po celém území České republiky s výjimkou vyšších horských poloh, její výskyt je znám v 86 % síťových polí (obr. 5). Její výskyt byl zaznamenán v 45 typech habitatů, přičemž v několika z nich je přítomna jako dominantní druh (nitrofilní bylinná vegetace mezických stanovišť, bylinné patro lužních lesů, dubohabřin a suťových lesů). V akátinách je dokonce stálou dominantou, kde určuje celkový charakter habitatu a vyskytuje se na více než 40 % lokalit (Pyšek et al. 2012b). Další velkoplošné šíření netýkavky malokvěté se u nás nepředpokládá, protože už je rozšířena po celém území ČR a pravděpodobně obsadila všechna vhodná stanoviště (Mlíkovský & Stýblo 2006). V literatuře můžeme narazit i na informaci, že výskyt netýkavky malokvěté v posledních letech klesá a že se druh nachází v tzv. postinvazivním stadiu (Hejda 2012), tento názor je však ojedinělý a není podložen žádnými konkrétními údaji.



Obrázek 5 Rozšíření netýkavky malokvěté v České republice (Pyšek et al. 2012b)

3.4. Faktory ovlivňující šíření netýkavky malokvěté

Přes snahu mnoha studií stále nejsou známy faktory ovlivňující úspěch kolonizace nových habitatů netýkavkou malokvětou. Roli hrají jednak vlastnosti netýkavky, jednak vlastnosti invadovaného habitatu.

Mezi vlastnosti vhodné pro invazi patří u netýkavky určitě krátký životní cyklus, přítomnost kleistogamních a chasmogamních květů, dlouhá doba kvetení, nadprodukce semen, schopnost autochorie, epizoochorie a antropochorie, rychlý růst semenáčků a tolerance k zastínění (Coombe 1956, Trepl 1984, Perrins et al. 1993, Eliáš 1999).

Výhodou může být i vysoká fenotypová plasticita druhu (Golivets 2012) – netýkavka je schopná přizpůsobit se velmi různým podmínkám a minimalizovat efekty nedostatku zdrojů (Elemans 2004, Piskorz 2005, Skálová et al. 2012). Protože se ale žádná studie nezabývala genetickou variabilitou rostlin, není možné říci, jestli jsou tyto rozdíly genetického, epigenetického nebo kombinovaného charakteru.

Řada prací ukázala, že invaze netýkavky malokvěté je podmíněna disturbancemi na stanovišti (Coombe 1956, Eliáš 1992, Faliński 1998, Eliáš 1999, Obidzinski & Symonides 2000, Piskorz & Klimko 2001, Obidzinski & Głogowski 2005, Chmura & Sierka 2006, Chmura & Sierka 2007, Dobravolskaitė 2012), a to jak antropogenními, tak přirozenými (Chmura & Sierka 2006). Ve studii Chmura & Sierka (2006) se netýkavka výrazně častěji objevovala na lokalitách navštěvovaných turisty a na lokalitách s intenzivnějším managementem. Ve studii Obidzinski & Głogowski (2005) se zase vyskytovala s větší frekvencí v oblastech s hustou populací lišek a jezevců. Netýkavka také dobře kolonizuje zem rozvrtanou divokými prasaty (Piskorz & Klimko 2001). I když disturbance invazi netýkavky

jednoznačně napomáhají, rostlina nezřídka invaduje i do zcela nedisturbovaných stanovišť (Stepień 2009).

Dle některých studií se netýkavka malokvětá nejlépe šíří na neobsazených stanovištích a vyhýbá se naopak stanovištím s velkou pokryvností bylinného patra (Obidzinski & Symonides 2000, Chmura & Sierka 2006, Chmura & Sierka 2007, Piskorz & Klimko 2007, Dobravolskaitė 2012). Růst netýkavky silně inhibuje hustý porost rostlin jako *Ficaria verna*, *Vaccinium myrtillus*, *Pteridium aquilinum* nebo *Galium* sp. a přítomnost semenáčků habru a trsnatých trav (Obidzinski & Symonides 2000, Klimko & Piskorz 2003, Piskorz & Klimko 2007, Hejda 2012). Přítomnost netýkavky nedůtklivé může také pravděpodobně zbrzdit postup netýkavky malokvěté (Čuda 2011). V rozporu s výše uvedeným tvrzením je studie Godefroid & Koedam (2010), podle níž netýkavka malokvětá snadno kolonizuje i neruderální a nedisturbovaná místa s vysokou pokryvností původních druhů bylinného patra. Nedostatkem všech těchto studií je to, že pouze porovnávají vybrané charakteristiky invadovaného a neinvadovaného společenstva v daném čase a neberou tak v potaz např. možnost, že se do daného společenstva druh zatím nestihl dostat. Stejně tak by tyto studie neodhalily situaci, kdy se rostlina dostala do nějakého společenstva za určitých podmínek, tyto podmínky se časem změnily a rostlina jen zatím nebyla vytlačena.

Dalším faktorem, který může ovlivňovat úspěšnost invaze netýkavky malokvěté je diverzita arbuskulárně mykorhizních hub, rhizosférických bakterií a nemykorhizních druhů hub koexistujících se semeny rostlin (Lipińska 2005). Studiu mykorhizy se u netýkavky malokvěté věnovali Chmura & Gucwa-Przepióra (2012). Zjistili, že mykorhiza má prokazatelný pozitivní vliv na výšku rostliny, na její životaschopnost, na kvetení i na produkci semen, tedy na vlastnosti zvyšující invazivnost druhu. Dále zjistili, že podíl mykorhizních rostlin ku nemykorhizním prokazatelně pozitivně koreluje s vlhkostí půdy, s obsahem vápenatých iontů a s půdní reakcí a že je nejvyšší v mokřadních olšinách a dubohabrových lesích, tedy ve společenstvech, ve kterých se netýkavce obecně velmi daří.

Mezi faktory omezující invazi netýkavky malokvěté patří například nízká teplota – je to teplomilný druh (Dericks 2006) a k mrazu má velmi nízkou toleranci (Skálová et al. 2011). Riziko poškození časnými mrazy netýkavka částečně eliminuje pozdějším klíčením semen (Skálová et al. 2011). Netýkavka je také velmi citlivá na sucho (Golivets 2012). Csontos et al. (2012) naznačili negativní korelaci mezi hmotností semen a nedostatkem vody v období zrání semen, přičemž již dříve bylo prokázáno, že malá semena netýkavky mají výrazně nižší klíčivost než semena středně velká a velká (Trepl 1984). Protože je rozmnožování netýkavky jakožto letničky závislé právě na semenech, znamenají lehčí semena útlum šíření a celkově

méně invazní chování rostliny. Kromě toho, že sucho omezuje další šíření netýkavky, bylo pozorováno, že ve výjimečně suchých letech může způsobit i ústup rostliny z dávno kolonizovaných stanovišť (Hejda 2012).

Dalším faktorem omezující invazi netýkavky malokvěté je biologická regulace (Eliáš & Eliášová 2007). I když jednou z obvyklých výhod invazních druhů je, že se v novém prostředí zbaví přirozených nepřátel (Elton 1958), netýkavka je jedním ze vzácných případů, kdy byla invazní rostlina krátce po introdukci kolonizována svým přirozeným herbivorem – asijskou mšicí *Impatiens asiaticum* Nevsky, která se k nám dostala na počátku 20. století a od 70. let je považována za invazní (Starý 2001). Kolonie této mšice se pravidelně objevují na květních stopkách rostliny a způsobují deformaci plodů a zasychání mladých plodů (Eliáš & Eliášová 2007). Na některých lokalitách, zejména na Slovensku, výrazně omezuje výskyt netýkavky vzácný druh rzi *Puccinia komarovi* Tranzsch. Tato rez byla zavlečená z původního areálu netýkavky do Evropy, kde se rozšířila. Je to druhově velmi specifický parazit, který způsobuje vysokou mortalitu rostlin (Bacigalová et al. 1998, Piskorz & Klimko 2006). Dalším organismem, který by mohl alespoň částečně omezovat šíření netýkavky, je plž ostroústka bezzubá (*Columella edentula* Draparnaud). Ostroústka se hojně vyskytuje zejména ve smíšených lesích, kde požírá listy řady druhů rostlin včetně netýkavky. Plž se na netýkavce vyskytuje výrazně častěji než na jiných druzích bylinného patra, zdá se ale, že ji preferuje hlavně jako místo k odpočinku, potravní preference prokázána bohužel nebyla (Piskorz & Urbańska 2007). Stejně tak nebyl zatím prokázán přímý negativní vliv plže na životaschopnost netýkavky.

3.5. Vliv netýkavky malokvěté na společenstva zasažená její invazí

Ač je netýkavka malokvětá považovaná za silně invazní druh, o jejím vlivu na invadované společenstvo se toho stále s jistotou moc neví a v literatuře se často objevují protichůdné informace. Častěji se objevují názory, že netýkavka může snižovat diverzitu vegetace na zasažených lokalitách (např. Borisova 2006, Łysik 2008, Tokarska-Guzik et al. 2008), měnit charakter společenstva (Uherčíková & Eliáš 1987, Vrchotová et al. 2011) a vytlačovat původní druh *Impatiens noli-tangere* (Faliński 1998, Skálová & Pyšek 2009, Vervoort & Jacquemart 2012). Také se ale objevují názory, že netýkavka malokvětá nemá žádný vliv na diverzitu vegetace (Hejda 2012) ani na původní druh *I. noli-tangere* (Łysik 2008, Godefroid & Koedam 2010).

3.5.1. Vliv netýkavky malokvěté na netýkavku nedůtklivou

Netýkavka nedůtklivá (*I. noli-tangere*) je u nás původní druh netýkavky a je známa z 93 % síťových polí. Tvoří součást bylinného patra listnatých a jehličnatých lesů, preferuje vlhčí půdy s vyšším obsahem dusíku a stejně jako netýkavka malokvětá se častěji vyskytuje v místech disturbancí (Perglová et al. 2009). *I. noli-tangere* a *I. parviflora* jsou blízce příbuzné druhy, sdílejí řadu vlastností a mají velmi podobné ekologické požadavky (Godefroid & Koedam 2010, Vervoort & Jacquemart 2012).

Dle některých studií má *I. parviflora* negativní vliv na *I. noli-tangere*, dokáže efektivně kolonizovat habitaty jí osídlené a údajně ji i zcela vytlačit (Trepl 1984, Faliński 1998, Skálová & Pyšek 2009, Vervoort & Jacquemart 2012). V některých oblastech je *I. parviflora* údajně zodpovědná za rozsáhlé extinkce *I. noli-tangere* (Faliński 1998), přičemž jen velmi zřídka dochází k rekolonizaci stanoviště netýkavkou nedůtklivou. Netýkavka nedůtklivá zřejmě neumí kolonizovat habitaty osídlené netýkavkou malokvětou, kdežto obráceně to jde (Godefroid & Koedam 2010).

Dle některých autorů je podstatou kompetice mezi těmito dvěma druhy to, že po kolonizaci stanoviště netýkavkou malokvětou dojde ke snížení půdní vlhkosti, s čímž se vlhkomilnější netýkavka nedůtklivá nedokáže vyrovnat, ale přesvědčivý důkaz není. Někteří autoři si myslí, že nepřilíš častá koexistence těchto dvou druhů není dána kompeticí mezi nimi, ale prostě odlišnými ekologickými nároky – netýkavka nedůtklivá prý osidluje místa, která jsou pro netýkavku malokvětou příliš vlhká (Coombe 1956). Protože ale detaily historie invaze netýkavky malokvěté nejsou v mnoha částech ČR známy, nemůžeme s jistotou říct, proč některá stanoviště netýkavky nedůtklivé invadována nejsou (Dostál et al. 2012), různé ekologické nároky obou druhů netýkavek jsou jen jedním z možných vysvětlení (Godefroid & Koedam 2010, Čuda 2011).

Většina novějších studií se ale shoduje na tom, že *I. parviflora* není pro *I. noli-tangere* významnou hrozbou (Godefroid & Koedam 2010, Čuda 2011, Dostál et al. 2012). Dle Čudy (2011) je nepravděpodobné, že by *I. parviflora* kompetičně vyloučila domácí *I. noli-tangere*, protože *I. noli-tangere* není prokazatelně slabší kompetitor než *I. parviflora* a protože se jejich niky překrývají jen částečně. To je v souladu se studií Godefroid & Koedam (2010), kde např. *I. parviflora* nedokázala kolonizovat stanoviště *I. noli-tangere* s vyšším obsahem živin a stanoviště na bazickém substrátu. Čuda (2011) ale přiznává možnost, že dojde k poklesu výskytu *I. noli-tangere* z důvodu zvýšené konkurence na jejích stanovištích nebo že se těžiště jejího výskytu přesune do míst, která jsou pro výskyt *I. parviflora* méně vhodná.

Studie Dostála et al. (2012) poukázala na to, že v přítomnosti *I. parviflora* nedochází k vytěsnění *I. noli-tangere*, nicméně že její fitness je nižší na stanovištích invadovaných než na stanovištích invazí nezasažených. Dostál et al. (2012) ale také poukazují na to, že přítomnost netýkavky malokvěté příznivě ovlivňuje vlastnosti netýkavky nedůtklivé. Po odstranění kompetitora se dařilo výrazně lépe netýkavkám nedůtklivým z původně invadovaných ploch než z ploch nikdy neinvadovaných – byly větší, víc kvetly a plodily a semena lépe klíčila. Zkušenost s invazí také údajně přispěla ke zvýšení fenotypové plasticity a tolerance k zastínění. Vzhledem k tomu, že nevíme, jak to na stanovištích vypadalo před začátkem invaze, ale nemůžeme nic tvrdit s jistotou. Je sice možné, že zkušenost s invazí zlepšuje vlastnosti netýkavky nedůtklivé, stejně tak je ale možné např. to, že jen rostliny s těmito vlastnostmi byly schopné v konkurenci s netýkavkou malokvětou přežít.

Dle Godefroid & Koedam (2010) nemá přítomnost *I. parviflora* žádný vliv na přítomnost ani na pokryvnost *I. noli-tangere*. Žádný vliv na *I. noli-tangere* neměla *I. parviflora* ani ve studii Łysik (2008).

3.5.2. Vliv netýkavky malokvěté na diverzitu původní vegetace

Názory na vliv netýkavky malokvěté na diverzitu vegetace se velmi liší. Dle řady studií má netýkavka malokvětá negativní vliv na diverzitu okolní vegetace (např. Borisova 2006, Tokarska-Guzik et al. 2008, Dobravolskaitė 2012) a potlačuje druhy bylinného patra včetně trvalek (např. Uherčíková & Eliáš 1987, Tokarska-Guzik et al. 2008, Dobravolskaitė 2012). Tento vliv je údajně výrazně větší v přítomnosti druhů jako *Geranium robertianum*, *Chelidonium majus*, *Galeopsis pubescens* a *Aegopodium podagraria*, které netýkavku často doprovází na disturbovaná a dusíkem obohacená stanoviště (Klimko & Piskorz 2003, Chmura & Sierka 2007). Autoři těchto studií se shodují na tom, že netýkavka mění do určité míry konkurenční podmínky na stanovišti (Dostál et al. 2012). Mění světelné podmínky, dospělé rostliny často vytváří zápoj, pod kterým menší druhy bylinného patra nemají dostatek světla (Uherčíková & Eliáš 1987). Netýkavka také získává vodu efektivněji než ostatní druhy, takže ty pak mohou být vytlačeny i z důvodu nedostatečné půdní vlhkosti. Dle Trepla (1984) se netýkavka vyhýbá konkurenci kořenového systému tím, že má kořeny velmi mělko uložené – našla si tak vlastně novou niku a nemusí být nijak agresivní vůči ostatním druhům na stanovišti.

Jiné studie se přiklání k tomu, že vliv netýkavky malokvěté na diverzitu původní vegetace je zanedbatelný (např. Trepl 1984, Chmura & Sierka 2006). Chmura & Sierka (2006) dokonce připouští možnost, že netýkavka lokálně zvyšuje diverzitu vegetace – jejich

studie prokázala pozitivní závislost mezi přítomností netýkavky a počtem druhů, a to bez ohledu na typ původní vegetace. Tuto možnost vysvětlují tak, že netýkavka často kolonizuje prázdná místa, kde nemůže žádný druh vytěsnit. Na diverzitu původní vegetace tedy netýkavka vliv nemá, ale celkovou diverzitu zvýší o jeden druh (sebe).

Problémem je, že všechny výše uvedené studie byly čistě observační (pouze během jednoho nebo dvou let porovnávaly vybrané charakteristiky invadovaných a neinvadovaných stanovišť) a z jejich závěrů tedy nelze vyvodit, co je příčina a co následek. Například nevíme, jestli jsou stanoviště s *I. parviflora* druhově chudší proto, že tam je *I. parviflora*, nebo jestli tam je *I. parviflora* právě proto, že jsou ta stanoviště druhově chudší. Stejně tak na základě takto provedených studií nevíme, jak vysvětlit, že se některé druhy nevyskytují na plochách společně s netýkavkou – je možné, že netýkavka tyto druhy vytlačuje, stejně tak je ale možné, že právě tyto druhy zabraňují netýkavce v invazi.

Tomuto problému s interpretací výsledků se do určité míry vyhlá studie Łysik (2008), která porovnávala fytocenologické snímky lesních porostů v Polsku z roku 1993, kdy se netýkavka malokvětá v dané oblasti vůbec nevyskytovala, a z roku 2003, kdy už byla poměrně hojně rozšířená. Během deseti let se netýkavka dostala na 8 z 23 vymezených ploch a vytvořila zde poměrně hustý porost. Na pětině nově invadovaného území nerostly v roce 1993 žádné druhy bylin – zde tedy netýkavka pouze využila volné místo. Na zbývajících 80 % ale netýkavka nahradila husté porosty původní vegetace, zejména porosty druhu *Galium odoratum*, v menší míře také porosty druhů *Asarum europaeum*, *Mercurialis perennis* a *Galeobdolon luteum*. Dle této studie má tedy netýkavka malokvětá na diverzitu vegetace jasně negativní vliv a potlačuje růst původních druhů bylin. Ani tady ale nemůžeme mít úplnou jistotu, že se jedná opravdu o vliv netýkavky, protože nevíme, co se dělo během těch deseti let, kdy plochy nebyly monitorovány. Původní druhy mohly vymizet z jiného důvodu ještě před příchodem netýkavky a ta pak mohla pouze kolonizovat prázdné stanoviště – v takovém případě by její vliv na původní vegetaci mohl být zanedbatelný.

Pokud se chceme zcela vyhnout těmto problémům s interpretací výsledků, musíme použít jiný typ studie. Máme v podstatě dvě možnosti. První možností je vysadit invazní druh rostliny na pokusné plochy s přirozenou vegetací a sledovat, jak rostlina tuto vegetaci mění (vysévací pokus, např. Truscott et al. 2008, Meffin et al. 2010). Provedení tohoto pokusu značně komplikuje fakt, že úmyslné šíření (a tedy i vysévání) invazních rostlin je ze zákona zakázané, takže by pokus měl správně být proveden ve skleníku nebo v pokusné zahradě, kde nám zase chybí přirozené podmínky i přirozená vegetace. Druhou možností je vymezit trvalé plochy v invadované vegetaci a sledovat, co se děje po odstranění invazního druhu

(vytrhávací pokus, např. Hejda & Pyšek 2006, Hulme & Bremner 2006, Stinson et al. 2007, Truscott et al. 2008). Oba pokusy samozřejmě musí být dlouhodobé – v případě, že má invazní rostlina na původní vegetaci nějaký vliv, je potřeba dostatečný čas na to, aby se změny v druhovém složení stihly projevit.

Jediná studie, ve které chtěl autor zjistit něco o vlivu netýkavky malokvěté na diverzitu původní vegetace pomocí vytrhávacího pokusu (studie Hejda 2012), byla bohužel předčasně ukončena již po dvou sezónách a případný vliv odstranění netýkavky z invadovaných ploch se nemusel stihnout projevit. Autor studie přesto předpokládá, že vliv netýkavky na diverzitu je minimální. Minimální vliv netýkavky na diverzitu vegetace vysvětluje tak, že ač je netýkavka malokvětá hojně rozšířená a místy dosahuje vysokých populačních hustot, stále se jedná spíše o subtilní rostlinu neschopnou udělat takový zápoj, aby zastínila ostatní druhy na stanovišti. Navíc většinou kompetuje s lesními druhy, které jsou dobře adaptované na zastínění. Snáze by mohla vytěsnit časně jarní heliofilní druhy jako *Ficaria verna*, *Hepatica nobilis* nebo *Anemone nemorosa*, nic z toho však nebylo v terénních pokusech pozorováno. Dopad na původní vegetaci může podle autora studie také snížit fakt, že i když je netýkavka v začátcích sezóny hodně rozšířená, její pokryvnost prudce klesá po kvetení a od července je poměrně nízká.

3.5.3. Alelopatie

Dalším mechanismem, jak může netýkavka malokvětá interferovat s okolím, je alelopatie (Vrchotová et al. 2011). V nadzemních částech netýkavky byly identifikovány naftochinony (Lobstein et al. 2001, Šerá et al. 2005), deriváty kvercetinu (glykosidy flavonolů) a deriváty kyseliny kávové (Šerá et al. 2005). U naftochinonů jsou známy alelochemické a pesticidní vlastnosti a in vitro cytotoxické účinky na nádorové buňky (Babula et al. 2006), flavonoly a deriváty kyseliny kávové jsou také biologicky aktivní látky. V laboratorním experimentu prokázali Vrchotová et al. (2011) silnou toxicitu extraktu z nadzemní části netýkavky na klíčivost semen hořčice bílé (*Leucosinapis alba*). O alelopatických vlastnostech netýkavky v přirozených podmínkách zatím žádná studie provedena nebyla.

3.5.4. Pozitiva invaze netýkavky malokvěté

I na invazi netýkavky malokvěté se ale dají najít nějaká pozitiva. Jak jsem již uváděla výše, krátce po zavlečení netýkavky malokvěté do Evropy sem byl introdukován i její přirozený herbivor, asijská mšice *Impatiens asiaticum*. Kvůli masivnímu rozšíření je netýkavka pro mšici i u nás nejdůležitější potravou a mšice je zas nejvýznamnějším zdrojem

potravy pro přirozené nepřátele mšic na podzim, kdy asijská mšice tvoří početné populace, zatímco naše mšice na domácích rostlinách zažívají populační útlum. Netýkavka navíc poskytuje vhodný habitat pro mšicožravý hmyz, takže má významný pozitivní vliv na udržování dostatečně velké populace mšicožravého hmyzu a je tedy prospěšná národnímu zemědělství (Starý 2001).

Navíc, vzhledem k tomu, že u nás netýkavka malokvětá posouvá dobu kvetení až do podzimu, jsou její květy významným zdrojem potravy pro včelu medonosnou a několik druhů čmeláků (Starý 2001).

4. Navazující diplomová práce

V navazující diplomové práci si kladu za cíl vyplnit mezery v našich poznatcích o vlivu netýkavky malokvěté na původní vegetaci a o faktorech ovlivňujících její šíření, a to pomocí manipulativních i pozorovacích pokusů s využitím trvalých ploch v delším časovém úseku. Trvalé plochy jsem zakládala v srpnu 2011, vegetační data sbírám od jara 2012, takže v předpokládané době obhajoby diplomové práce, tj. v roce 2015, budu mít k dispozici údaje ze čtyř vegetačních sezón. Samozřejmě, že ani čtyřletý pokus není v pravém slova smyslu dlouhodobý a že se během této doby nemusí stihnout projevit všechny teoreticky působící faktory, nicméně předpokládám, že tato doba bude stačit k odhadu hrubých rysů probíhajících dějů a případnému rozhodnutí o tom, zda v pokusu pokračovat i nadále nebo ne.

4.1. Vliv netýkavky malokvěté na původní vegetaci

Vliv netýkavky malokvěté na původní vegetaci zkoumám pomocí vytrhávacího pokusu na trvalých plochách. V homogenní části lesa jsem v srpnu 2011 vymezila trojici čtverců 1 x 1 metr – jeden neinvadovaný, jeden invadovaný a jeden původně invadovaný, z něhož jsem netýkavku odstranila a z něhož pravidelně vytrhávám i její semenáčky. Kolem každého čtverce jsem zachovala pás o šířce 0,5 m se stejným ošetřením, jako má čtverec – kolem nevytrhaného čtverce zůstal pruh nevytrhaný, kolem vytrhaného čtverce pruh vytrhaný, kolem neinvadovaného čtverce pruh též neinvadovaný. V případě šíření netýkavky na čtverce kontrolní, tedy původně neinvadované, budu rostliny netýkavky vytrhávat stejně jako na čtvercích vytrhaných.

Ve všech čtvercích pořizuji dvakrát ročně fytoecologický snímek, a to tak, abych zachytila jarní i letní aspekt, tedy přibližně na začátku května a na konci července. Zapisuji všechny druhy a jejich procentuální pokryvnost.

S využitím těchto dat se pokusím odpovědět na tyto otázky:

- i) Jak se liší počet a pokryvnost původních druhů a druhové složení na invadovaných, nikdy neinvadovaných a netýkavky zbavených plochách?
- ii) Jak se tento rozdíl mění v čase?

4.2. Faktory ovlivňující šíření netýkavky malokvěté

Část práce týkající se faktorů ovlivňujících šíření netýkavky malokvěté realizuji v oblastech, kde při zakládání ploch nebyla netýkavka masivně rozšířena, ale kde se zatím vyskytovala jen v malých skupinkách rostlin podél cest jakožto míst disturbancí.

Na takovémto stanovišti jsem vždy vymezila transekt kolmý na zdroj šíření netýkavky (na cestu). Transekty jsou metr široké a vždy vedou od zdrojové populace netýkavky minimálně 10 metrů poslední výskyt rostliny – každý transekt je proto jinak dlouhý. Transekty jsem vytyčila v několika různých typech společenstev (smíšený les, dubohabřiny, světlé doubravy, skalní stepi, vřesoviště a bývalé pastviny) a to tak, aby v každém zahrnutém typu společenstva byly alespoň dva nebo tři transekty. Celkem jsem vymezila 15 transektů.

Transekty jsem dále rozdělila na čtverce o rozměrech 1 x 1 metr. V každém čtverci jsem zaznamenala vzdálenost od cesty, sklon a orientaci svahu a počet rostlin netýkavky. Počty semenáčků a plodných netýkavek ve čtvercích budu zaznamenávat pravidelně několikrát ročně. Jednou ročně pořídím ve všech čtvercích fytocenologický snímek.

Data o druhovém složení využiji k charakterizaci stanoviště za pomoci Ellenbergových indikačních hodnot, což mi umožní popsat faktory ovlivňující šíření netýkavky. Některé další proměnné prostředí budu i reálně měřit (zápoj stromového patra, vlhkost stanoviště a půdní reakci, příp. další). V případě šíření netýkavky do dalších ploch využiji data i na hodnocení jejího vlivu na původní vegetaci – šlo by vlastně o obdobu vysévacího pokusu v přirozených podmínkách.

V této části práce se pokusím odpovědět na následující otázky:

- i) Které abiotické faktory ovlivňují šíření netýkavky malokvěté?
- ii) Jsou druhově bohatá společenstva více rezistentní vůči invazi netýkavky než společenstva druhově chudší?
- iii) Je šíření netýkavky ovlivněno pokryvností původních druhů? Jak?
- iv) Kolonizuje netýkavka pouze disturbovaná stanoviště, nebo proniká i do nenarušovaných porostů?
- v) Jak rychle probíhá šíření netýkavky do okolního porostu?

5. Závěr

V první části práce jsem shrnula obecné informace o průběhu rostlinných invazí. Zaměřila jsem se na faktory ovlivňující invazivnost rostlin a invazibilitu a invadovanost společenstev, na vliv invazních rostlin na původní biotu a na možnosti likvidace invazních rostlin. Invazní rostliny často mají podobné vlastnosti – obvykle dlouho kvetou, produkují velké množství semen a mají velkou a vytrvalou semennou banku, bývají větrosprašné a schopné autochorie nebo antropochorie. Většinou jsou to generalisté, fenotypově plastiční, s širokou ekologickou amplitudou. Mezi nejvíce invadovaná společenstva patří společenstva mezická, antropogenně ovlivněná, často disturbovaná, druhově chudá a společenstva raných sukcesních stádií. Většina invazních rostlin má negativní vliv na původní vegetaci. Invazní rostliny často potlačují původní druhy rostlin, snižují druhovou bohatost, ničí osobitost společenstva a způsobují homogenizaci vegetace nebo mění fungování celého ekosystému. Proti nebezpečným invazním rostlinám je třeba bojovat, nejčastěji se používá kombinace chemické a mechanické likvidace druhu, potenciál ale má i biologická likvidace druhu, při které introdukujeme do druhotného areálu invazní rostliny i jejího přirozeného nepřítel.

V druhé části práce jsem shrnula dostupné informace o netýkavce malokvěté (*Impatiens parviflora*), jedné z nejrozšířenějších invazních rostlin České republiky i velké části Evropy. Shrnuju informace o morfologii, biologii a ekologii druhu, o jeho původu, historii invaze a o jeho současném rozšíření na území Evropy a České republiky. Dále jsem se zaměřila na informace o vlivu tohoto druhu na původní vegetaci a o faktorech ovlivňujících jeho šíření. Zatímco naše znalosti o biologii a morfologii netýkavky, o historii její invaze i o jejím současném rozšíření jsou poměrně podrobné, poznatky o vlivu netýkavky na původní vegetaci a o faktorech ovlivňujících její šíření jsou kusé a často rozporuplné. V práci poukazuji na fakt, že zatím nebyla provedena žádná manipulativní studie zkoumající vliv druhu na původní vegetaci ani manipulativní studie zkoumající faktory ovlivňující šíření druhu. Všechny dosud provedené studie (s výjimkou studie Hejda 2012) vypovídají něco o této problematice pouze porovnávají složení vegetace na invadovaných a neinvadovaných plochách v daném čase a nejsou tedy schopné rozlišit mezi tím, co je vliv netýkavky na vegetaci, a tím, co je vliv vegetace na šíření netýkavky. Navrhuji tedy experimenty, které by se těmito problémům s interpretací výsledků vyhnuly.

V poslední části práce navrhuji metodiku a cíle navazující diplomové práce, ve které se budu zabývat právě vlivem netýkavky malokvěté na původní vegetaci a faktory, které ovlivňují její šíření.

6. Seznam literatury

- Adamowski, W. (2008). Balsams on the offensive: the role of planting in the invasion of *Impatiens* species. In: *Plant Invasions: Human Perception, Ecological Impacts and Management* (eds. Tokarska-Guzik, B., Brock, J. H., Brundu, G., Child, L., Daehler, C. C. & Pyšek, P.). Backhuys Publishers, Leiden, pp. 57–70.
- Adamowski, W. & Keczynski, A. (1999). Success of early eradication: the case of *Impatiens parviflora* in Białowieża National Park (NE Poland). In: *Proceedings of the 5th International Conference on the Ecology of Invasive Alien Plants* (eds. Brundu, G., Brock, J., Camarda, I., Child, L., Wade, M.) La Maddalena, Italy: 3. Backhuys Publishers, Leiden.
- Babula, P., Mikelová, R., Adam, V., Kizek, R., Havel, L. & Sladký, Z. (2006). Naftochinony – biosyntéza, výskyt a metabolismus v rostlinách. *Česká a slovenská farmacie*, 55, 151–159.
- Bacigalová, K., Eliáš, P. & Šrobarová, A. (1998). *Puccinia komarovii* – a rust fungus on *Impatiens parviflora* in Slovakia. *Biologia*, 53, 7–13.
- Barrows, C. W., Allen, E. B., Brooks, M. L. & Allen, M. F. (2009). Effects of an invasive plant on a desert sand dune landscape. *Biological Invasions*, 11, 673–686.
- Beerling, D. J. (1993). The impact of temperature on the northern distribution – limits of the introduced species *Fallopia japonica* and *Impatiens glandulifera* in north-west Europe. *Journal of Biogeography*, 20, 45–53.
- Blossey, B. & Nötzold, R. (1995). Evolution of increased competitive ability in invasive nonindigenous plants: A hypothesis. *Journal of Ecology*, 83, 887–889.
- Borisova, E. A. (2006). Floristic contamination of suburban forests near the city of Ivanovo. *Russian Journal of Ecology*, 37, 152–155.
- Brooks, M. L., D'Antonio, C., Richardson, D. M., Grace, J. B., Keeley, J. E., DiTomasso, J. M., Hobbs, R. J., Pellant, M., Pyke, D. (2004). Effects of invasive alien plants on fire regimes. *BioScience*, 54, 677–688.
- Burns, J. H. (2004). A comparison of invasive and non-invasive dayflowers (Commelinaceae) across experimental nutrient and water gradients. *Diversity and Distributions*, 10, 387–397.
- Colautti, R. I., Ricciardi, A., Grigorovich, I. A. & MacIsaac, H. J. (2004). Is invasion success explained by the enemy release hypothesis? *Ecology Letters*, 7, 721–733.
- Colautti, R. I., Grigorovich, I. A. & MacIsaac, H. J. (2006). Propagule pressure: a null model for biological invasions. *Biological Invasions*, 8, 1023–1037.
- Coombe, D. E. (1956). *Impatiens parviflora* DC. *Journal of Ecology*, 44, 701–713.
- Crawley, M. J., Harvey, P. H. & Purvis, A. (1996). Comparative ecology of the native and alien floras of the British isles. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 351, 1251–1259.
- *Csontos, P. (1986). Dispersal and establishment of *Impatiens parviflora*, an introduced plant, in a hardwood forest. *Abstracta Botanica*, 10, 341–348.
- Csontos, P., Chmura, D. & Sándor, A. (2012). Seed mass of biogeographically distinct populations of *Impatiens parviflora* DC. *Tájkölögiai Lapok*, 10, 1–7.
- Cvachová, A. & Gojdičová, E. (2003). *Usmernenie na odstraňovanie invazných druhov rastlín*. Štátna ochrana prírody SR, Centrum ochrany prírody a krajiny, Banská Bystrica.
- Čuda, J. (2011). *Stanovištní nároky a kompetice mezi původními a invazními druhy Impatiens*, diplomová práce, Přírodovědecká fakulta Univerzity Karlovy, Praha.
- Daehler, C. C. (2003). Performance's comparisons of co-occurring native and alien invasive plants: implications for conservation and restoration. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 34, 183–211.
- DAISIE (2009): Handbook of alien species in Europe. Springer, Berlin.
- Davis, M. A. (2006). Invasion biology 1958–2005: the pursuit of science and conservation. In: *Conceptual Ecology and Invasion Biology: Reciprocal Approaches to Nature* (eds. Cadotte, M. W., McMahon, S. M. & Fukami, T.). Springer Verlag, Dordrecht, pp. 35–64.
- Davis, M. A., Grime, J. P. & Thompson, K. (2000). Fluctuating resources in plant communities: a general theory of invasibility. *Journal of Ecology*, 88, 528–534.
- Dericks, G. (2006). Ökophysiologie und standörtliche Einbindung neophytenreicher Gattungen (*Impatiens*, *Solanum*) der Rheintalaue, disertační práce, Heinrich-Heine Universität Düsseldorf.

- Dobravolskaitė, R. (2012). Alien species *Impatiens parviflora* invasion into forest communities of Lithuania. *Botanica Lithuanica*, 18, 3–12.
- Dostál, P., Weiser, M. & Koubek, T. (2012). Native jewelweed, but not other native species, displays post-invasion trait divergence. *Oikos*, 121 (11), 1–11.
- Elemans, M. (2004). Light, nutrients and the growth of herbaceous forest species. *Acta Oecologica*, 26, 197–202.
- Eliáš, P. (1992). Vertical structure, biomass allocation and size inequality in an ecotonal community of an invasive annual (*Impatiens parviflora* DC.) on a clearing in SW Slovakia. *Ekologia ČSFR*, 11, 299–313.
- Eliáš, P. (1999). Biological and ecological causes of invasion of *Impatiens parviflora* DC. into forest communities in Central Europe. *Acta horticulturae et regiotecturae*, 1, 1–3.
- Eliáš, P. & Eliášová, M. (2007). Možnosti biologickej regulácie populácií invadujúcich rastlín: netýkavka malokvetá (*Impatiens parviflora* DC.). In: *Rostlinné invaze v ČR: situace, výzkum a management: konference České botanické společnosti*, Praha.
- Ellenberg, H. (1996). *Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer, dynamischer und historischer Sicht. 5. Auflage*. Stuttgart.
- Ellenberg, H., Weber, H. E., Düll, R., Wirth, V., Werner, W. & Paulissen, D. (1992). Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. *Skripta Geobotanica*, 18, 1–258.
- Elton, C. S. (1958). *The Ecology of Invasions by Animals and Plants*. Methuen, London.
- Faliński, J. B. (1998). Invasive alien plants, vegetation dynamics and neophytism. *Phytocoenosis* 10 (N. S.) *Supplement of Cartography and Geobotany* 9, 163–188.
- Godefroid, S. & Koedam, N. (2004). Interspecific variation in soil compaction sensitivity among forest floor species. *Biological Conservation*, 119, 207–217.
- Godefroid, S. & Koedam, N. (2010). Comparative ecology and coexistence of introduced and native congeneric forest herbs: *Impatiens parviflora* and *I. noli-tangere*. *Plant Ecology and Evolution*, 143, 119–127.
- Golivets, M. O. (2012). Міжпопуляційна диференціація *Impatiens parviflora* DC. (Balsaminaceae) оцінена на прикладі — ми локальних популяцій у межах деревних фітоценозів Києва [Interpopulation differentiation of the alien species *Impatiens parviflora* DC. (Balsaminaceae) in woodland phytocoenoses of Kyiv], ukrajinsky s anglickým abstraktem. *УДК 581.5:574*, 25–29.
- Hejda, M. (2012). What is the impact of *Impatiens parviflora* on diversity and composition of herbal layer communities of temperate forests? *PloS one*, 7, 1–7.
- Hejda, M. & Pyšek, P. (2006). What is the impact of *Impatiens glandulifera* on species diversity of invaded riparian vegetation? *Biological Conservation*, 132, 143–152.
- Hejda, M., Pyšek, P. & Jarošík, V. (2009). Impact of invasive plants on the species richness, diversity and composition of invaded communities. *Journal of Ecology*, 97, 393–403.
- Hobbs, R. J. & Humphries, S. E. (1995). Disturbance, diversity and invasion: implications for conservation. *Conservation Biology*, 9, 761–770.
- Hobbs, R. J., Arico, S. & Aronson, J. (2006). Novel ecosystems: theoretical and management aspects of the new ecological world order. *Global Ecology and Biogeography*, 15, 1–7.
- Hoffmann, J. H., Moran, V. C. & Zeller, D. A. (1998). Evaluation of *Cactoblastis cactorum* (Lepidoptera: Phycitidae) as a biological control agent of *Opuntia stricta* (Cactaceae) in the Kruger National Park, South Africa. *Biological Control*, 12, 20–24.
- Hulme, P. E. (2006). Beyond control: wider implications for the management of biological invasions. *Journal of Applied Ecology*, 43, 835–847.
- Hulme, P. E. & Bremner, E. T. (2006). Assessing the impact of *Impatiens glandulifera* on riparian habitats: partitioning diversity components following species removal. *Journal of Applied Ecology*, 43, 43–50.
- Hulme, P. E., Vilà, M., Nentwig, W. & Pyšek, P. (2010). Are the aliens taking over? Invasive species and their increasing impact on biodiversity. In: *Atlas of Biodiversity in Europe* (ed. Settele et al.). Pensoft Publishers, Sofia, pp. 132–133.
- Chmura, D. & Gucwa-Przepióra, E. (2012). Interactions between arbuscular mycorrhiza and the growth of the invasive alien annual *Impatiens parviflora* DC: A study of forest type and soil properties in nature reserves (S Poland). *Applied Soil Ecology*, 62, 71–80.

- Chmura, D. & Sierka, E. (2006). Relation between invasive plant and species richness of forest floor vegetation: A study of *Impatiens parviflora* DC. *Polish Journal of Ecology*, 54, 417–428.
- Chmura, D. & Sierka, E. (2007). The invasibility of deciduous forest communities after disturbance: A case study of *Carex brizoides* and *Impatiens parviflora* invasion. *Forest Ecology and Management*, 242, 487–495.
- Chmura, D., Sierka, E. & Orczewska, A. (2007). Autecology of *Impatiens parviflora* DC. in natural forest communities. *Roczniki Akademii Rolniczej w Poznaniu CCCLXXXVI, Botanika*, 11, 17–21.
- Chytrý, M. & Pyšek, P. (2009). Kam se šíří zavlečené rostliny? 2. Invadovanost a invazibilita rostlinných společenstev. *Živa*, 2, 60–63.
- Chytrý, M., Pyšek, P., Tichý, L., Knolová, I. & Danihelka, J. (2005). Invasions by alien plants in the Czech Republic: a quantitative assessment across habitats. *Preslia*, 77, 339–354.
- Janata, T. (2010). Křídlatky. *Časopis Krkonoše – Jizerské hory*, 3.
- Klimko, M. & Piskorz, R. (2003). The usefulness of retrospective research along the road-forest border zone for reconstruction of invasion of oak-hornbeam forest communities by *Impatiens parviflora* DC. *Ecological Questions*, 3, 63–69.
- Křivánek, M. & Pyšek, P. (2008). Forestry and horticulture as pathways of plant invasions: a database of alien woody plants in the Czech Republic. In: *Plant Invasions: Human Perception, Ecological Impacts and Management* (eds. Tokarska-Guzik, B., Brock, J. H., Brundu, G., Child, L., Daehler, C. C. & Pyšek, P.). Blackhuys Publishers, Leiden, pp. 21–38.
- Lambdon, P. W., Pyšek, P., Basnou, C., Hejda, M., Arianoutsou, M., Essl, F., Jarošík, V., Pergl, J., Winter, M., Anastasiu, P., Andriopoulos, P., Bazos, I., Brundu, G., Celesti-Grapow, L., Chassot, P., Delipetrou, P., Josefson, M., Kark, S., Klotz, S., Kokkoris, Y., Kühn, I., Marchante, H., Perglová, I., Pino, J., Vila, M., Zikos, A., Roy, D. & Hulme, P. E. (2008). Alien flora of Europe: species diversity, temporal trends, geographical patterns and research needs. *Preslia*, 80, 101–149.
- Lawesson, J. E. (2003). pH optima for danish forest species compared with Ellenberg reaction values. *Folia Geobotanica*, 38, 403–418.
- Levine, J. M. (2000). Species diversity and biological invasions: relating local process to community pattern. *Science*, 288, 852–854.
- Lipińska, A. (2005). Invasiveness of small balsam (*Impatiens parviflora*) in Poland: causes and effects. In: *Plant Protection and Plant Health in Europe: Introduction and Spread of Invasive Species*. Conference, Humboldt University, Berlin, 9–11 June 2005.
- Lobstein, A., Brenne, X., Feist, E., Metz, N., Weniger, B. & Anton, R. (2001). Quantitative determination of naphthoquinones of *Impatiens* species. *Phytochemical Analysis*, 12, 202–205.
- Lonsdale, W. M. (1999). Global pattern of plant invasion and the concept of invasibility. *Ecology*, 80, 1522 – 1536.
- Łysik, M. (2008). Ten years of change in ground-layer vegetation of european beech forest in the protected area (Ojców National Park, South Poland). *Polish Journal of Ecology*, 56, 17–31.
- Marková, Z. & Hejda, M. (2011). Invaze nepůvodních druhů rostlin jako environmentální problém. *Živa*, 1, 10–14.
- Meffin, R., Miller, A. L., Hulme, P. E. & Duncan, R. P. (2010). Experimental introduction of the alien plant *Hieracium lepidulum* reveals no significant impact on montane plant communities in New Zealand. *Diversity and Distributions*, 16, 804–815.
- Millennium Ecosystem Assessment (2005). *Millennium Ecosystem Assessment Synthesis Report*. Washington, DC.
- Mlíkovský, J. & Stýblo, P. (2006). *Nepůvodní druhy fauny a flóry České republiky*. ČSOP, Praha.
- Moravcová, L., Pyšek, P., Jarošík, V., Havlíčková, V. & Zákavský, P. (2010). Reproductive characteristics of neophytes in the Czech Republic: traits of invasive and non-invasive species. *Preslia*, 82, 365–390.
- Obidzinski, A. & Głogowski, R. (2005). Changes of forest flora composition in vicinity of dens of red fox and setts of Euroasian badger. *Polish Journal of Ecology*, 53, 197–213.
- Obidzinski, T. & Symonides, E. (2000). The influence of the groundlayer structure on the invasion of small balsam (*Impatiens parviflora* DC.) to natural and degraded forests. *Acta Societatis Botanicorum Poloniae*, 69, 311–318.

- Parker, I. M., Simberloff, D., Lonsdale, W. M., Goodell, K., Wonham, M., Kareiva, P. M., Williamson, M. H., Von Holle, B., Moyle, P. B., Byers, J. E. & Goldwasser, L. (1999). Impact: toward a framework for understanding the ecological effects of invaders. *Biological Invasions*, 1, 3–19.
- Parker, I. M., Rodriguez, J. & Loik, M. E. (2003). An evolutionary approach to understanding the biology of invasions: local adaptation and general-purpose genotypes in the weed *Verbascum thapsus*. *Conservation Biology*, 17, 59–72.
- Pauchard, A., Kueffer, C., Dietz, H., Daehler, C. C., Alexander, J., Edwards, P. J., Arévalo, J. R., Cavieres, L. A., Guisan, A., Haider, S., Jakobs, G., McDougall, K., Millar, C. I., Naylor, B. J., Parks, C. G., Rew, L. J. & Seipel, T. (2009). Ain't no mountain high enough: plant invasions reaching new elevations. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 7, 479–486.
- Peace, W. J. H. & Grubb, P. J. (1982). Interaction of light and mineral nutrient supply in the growth of *Impatiens parviflora*. *New Phytologist*, 90, 127–150.
- Perglová, I., Pergl, J., Skálová, H., Moravcová, L., Jarošík, V. & Pyšek, P. (2009). Differences in germination and seedling establishment of alien and native *Impatiens* species. *Preslia*, 81, 357–375.
- Perrins, J., Fitter, A. & Williamson, M. (1993). Population biology and rates of invasion of three introduced *Impatiens* species in British Isles. *Journal of Biogeography*, 20, 33–44.
- Pigliucci, M. (2005). Evolution of phenotypic plasticity: where are we going now? *Trends in Ecology and Evolution*, 20, 481–486.
- Piskorz, R. (2005). The effect of oakhornbeam diversity on flowering and fruiting of *Impatiens parviflora* DC. *Roczniki Akademii Rolniczej w Poznaniu CCCLXXIII, Botanika*, 9, 187–196.
- Piskorz, R. & Klimko, M. (2001). Kolonizacja powalonych drzew i buchtowisk dzików przez *Impatiens parviflora* DC. w zbiorowiskach *Galio sylvatici-Carpinetum* wybranych rezerwatów Wielkopolskiego parku narodowego. [Colonization of fallen trees and rooted ground by *Impatiens parviflora* DC. in communities of *Galio sylvatici-Carpinetum* in selected forest reserves in the Wielkopolska National Park], polsky s anglickým abstraktem. *Roczniki Akademii Rolniczej w Poznaniu, CCCXXXIV, Botanika*, 4, 151–163.
- Piskorz, R. & Klimko, M. (2006). The effect of *Puccinia komarovii* Tranzsch infection on characters of *Impatiens parviflora* DC. in *Galio sylvatici-Carpinetum* (R. Tx. 1937) Oberd forest association. *Acta Societatis Botanicorum Poloniae*, 75, 51–59.
- Piskorz, R. & Klimko, M. (2007). The co-occurrence of *Impatiens parviflora* and selected plant species in the oak-hornbeam forest of the Wielkopolski National Park. *Sylvan*, 151, 43–58.
- Piskorz, R. & Urbańska, M. (2007). Utilization of the invasive plant *Impatiens parviflora* DC. by the snail *Columella edentula* Draparnaud in oak-hornbeam forests. *Acta Societatis Botanicorum Poloniae*, 76, 61–67.
- Planty-Tabacchi, A. M., Tabacchi, E., Naiman, R. J., Deferrari, C. & Décamps, H. (1996). Invasibility of species-rich communities in riparian zones. *Conservation Biology*, 10, 598–607.
- Prach, K., Řehouňková, K., Konvalinková, P. & Trnková, R. (2008). Invaze a sukcese. *Zprávy České botanické společnosti* 43, 23, 41–49.
- Pyšek, P. (1995). On the terminology used in plant invasion studies. In: *Plant Invasions – General Aspects and Special Problems* (eds. Pyšek, P., Prach, K., Rejmánek, M. and Wade, M.), SPB Academic Publishing, Amsterdam, pp. 71–81.
- Pyšek, P. & Jarošík, V. (2005). Residence time determines the distribution of alien plants. In: *Invasive Plants: Ecological and Agricultural Aspects* (ed. Inderjit, S.). Berkhäuser Verlag-AG, Basel, pp. 77–96.
- Pyšek, P. & Prach, K. (1993). Plant invasions and the role of riparian habitats: a comparison of four species alien to central Europe. *Journal of Biogeography*, 20 (4), 413–420.
- Pyšek, P. & Prach, K. (1995). Invasion dynamics of *Impatiens glandulifera* – a century of spreading reconstructed. *Biological Conservation*, 74, 41–48.
- Pyšek, P. & Richardson, D. M. (2010). Invasive species, environmental change and management, and health. *Annual Review of Environment and Resources*, 35, 25–55.
- Pyšek, P., Mandák, B. & Prach, K. (1998). Invasions of alien plants into habitats of central european landscape: an historical pattern. In: *Plant Invasions: Ecological Mechanisms and Human*

- Responses* (eds. Starfinger, U., Edwards, K., Kowarik, I. & Williamson, M.). Backhuys Publishers, Leiden, pp. 23–32.
- Pyšek, P., Sádlo, J. & Mandák, B. (2002). Catalogue of alien plants of the Czech Republic. *Preslia*, 74, 97–186.
- Pyšek, P., Sádlo, J., Mandák, B. & Jarošík, V. (2003). Czech alien flora and the historical pattern of its formation: what came first to Central Europe? *Oecologia*, 135, 122–30.
- Pyšek, P., Richardson, D. M., Rejmánek, M., Webster, G. L., Williamson, M. & Kirschner, J. (2004). Alien plants in checklists and floras: towards better communication between taxonomists and ecologists. *Taxon*, 53 (1), 131–143.
- Pyšek, P., Lambdon, P. W., Arianoutsou, M., Kühn, I., Pino, J. & Winter, M. (2009). Alien vascular plants of Europe. In: *DAISIE – Handbook of Alien Species in Europe* (ed. Drake, J. A.). Springer, Berlin, pp. 43–61.
- Pyšek, P., Danihelka, J., Sádlo, J., Chrtěk, J., Chytrý, M., Jarošík, V., Kaplan, Z., Krahulec, F., Moravcová, L., Pergl, J., Štajerová, K. & Tichý, L. (2012a). Catalogue of alien plants of the Czech Republic (2nd edition): checklist update, taxonomic diversity and invasion patterns. *Preslia*, 84, 155–255.
- Pyšek, P., Chytrý, M., Pergl, J., Sádlo, J. & Wild, J. (2012b). Plant invasions in the Czech Republic: current state, introduction dynamics, invasive species and invaded habitats. *Preslia*, 84, 575–629.
- Pyšek, P., Jarošík, V., Hulme, P. E., Pergl, J., Hejda, M., Schaffner, U. & Vilà, M. (2012c). A global assessment of invasive plant impacts on resident species, communities and ecosystems: the interaction of impact measures, invading species' traits and environment. *Global Change Biology*, 18 (5), 1725–1737.
- Rejmánek, M. (1989). Invasibility of plant communities. In: *Biological Invasions: A Global Perspective* (eds. Drake, J. A., Mooney, H. A., di Castri, F., Groves, R. H., Kruger, F. J., Rejmánek, M., et al.). J. Wiley & Sons, Chichester, pp. 369–388.
- Rejmánek, M. & Pitcairn, M. J. (2006). When is eradication of exotic pest plants a realistic goal? In: *Turning the Tide: The Eradication of Invasive Species* (eds. Veitch, C. R. & Clout, M. N.). IUCN, Gland, pp. 249–253.
- Rejmánek, M. & Richardson, D. M. (1996). What attributes make some plant species more invasive? *Ecology*, 77, 1655–1661.
- Rejmánek, M., Richardson, D. M. & Pyšek, P. (2005). Plant invasions and invasibility of plant communities. In: *Vegetation Ecology* (ed. E. van der Maarel). Blackwell, Oxford, pp. 332–355.
- Richards, C. L., Bossdorf, O., Muth, N. Z., Gurevitch, J. & Pigliucci, M. (2006). Jack of all trades, master of some? On the role of phenotypic plasticity in plant invasions. *Ecology Letters*, 9, 981–993.
- Richardson, D. M. & Pyšek, P. (2006). Plant invasions: merging the concepts of species invasiveness and community invasibility. *Progress in Physical Geography*, 30, 409–431.
- Richardson, D. M., Macdonald, I. A. & Forsyth, G. C. (1989). Reductions in plant species richness under stands of alien trees and shrubs in the fynbos biome. *South African Forestry Journal*, 149, 1–8.
- Richardson, D. M., Pyšek, P., Rejmánek, M., Barbour, M. G., Panetta, F. D. & West, C. J. (2000). Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. *Diversity and Distributions*, 6, 93–107.
- Sádlo, J., Chytrý, M. & Pyšek, P. (2007). Regional species pools of vascular plants in habitats of the Czech Republic. *Preslia*, 79, 303–321.
- Shea, K. & Chesson, P. (2002). Community ecology theory as a framework for biological invasions. *Trends in Ecology and Evolution*, 17, 170–176.
- Schmitz, U. & Dericks, G. (2010). Spread of alien invasive *Impatiens balfourii* in Europe and its temperature, light and soil moisture demands. *Flora – Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants*, 205, 772–776.
- Schwartz, M. V., Thorne, J. H. & Viers, J. H. (2006). Biotic homogenization of the California flora in urban and urbanizing regions. *Biological Conservation*, 127, 282–291.
- Schweiger, O., Biesmeijer, J. C., Bommarco, R., Hickler, T., Hulme, P. E., Klotz, S., Kühn, I., Moora, M., Nielsen, A., Ohlemüller, R., Petanidou, T., Potts, S. G., Pyšek, P., Stout, J. C., Sykes, M. T., Tscheulin, T., Vilà, M., Walther, G., Westphal, C., Winter, M., Zobel, M. & Settele, J. (2010).

- Multiple stressors on biotic interactions: how climate change and alien species interact to affect pollination. *Biological Reviews*, 85, 777–795.
- Skálová, H. & Pyšek, P. (2009). Germination and establishment of invasive and native *Impatiens* species in species-specific microsites. In: *Biological Invasions: Towards a Synthesis* (eds. Pyšek, P. & Pergl, J.). Neobiota, pp. 101–109.
- Skálová, H., Moravcová, L. & Pyšek, P. (2011). Germination dynamics and seedling frost resistance of invasive and native *Impatiens* species reflect local climatic conditions. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 13, 173–180.
- Skálová, H., Havlíčková, V. & Pyšek, P. (2012). Seedling traits, plasticity and local differentiation as strategies of invasive species of *Impatiens* in central Europe. *Annals of Botany*, 1–10.
- Slavík, B. (1997). *Impatiens* L. In: *Květena České republiky 5* (eds. Slavík, B., Chrtěk, J. & Tomšovic, P.). Academia, Praha, pp. 230–240.
- Starý, P. (1970). Parasites of *Impatiens asiaticum* Nevsky, a newly introduced aphid to Central Europe (Hom. Aphididae, Hym. Aphididae). *Bollettino del Laboratorio di Entomologia Agraria Filippo Silvestri, Portici*, 28, 236–244.
- Starý, P. (2001). Significance of determining trophic relations of invasive species in native ecosystems. *Životní prostředí*, 35, 73–75.
- Stepień, E. (2009). Invasion of synanthropic plants into the forest vegetation of the Cedynia Landscape Park (NW Poland). *Biodiversity: Research and Conservation*, 15, 65–72.
- Stinson, K., Kaufman, S., Durbin, L. & Lowenstein, F. (2007). Impacts of garlic mustard invasion on a forest understory community. *Northeastern Naturalist*, 14, 73–88.
- Stohlgren, T. J., Schell, L. D., Rimar, K. A., Otsuki, Y., Lee, M., Kalkhan, M. A. & Villa, C. A. (2002). Assessing vulnerability to invasion by non-native plant species at multiple spatial scales. *Environmental Management*, 29, 566–577.
- Sykora, K. V., Pelsma, T. & de Nijs, L. (1989). The vegetation of Dutch road side verges. *GFÖ-Verhandlungen*, 19, 149–150.
- Šerá, B., Vrchotová, N. & Třiska, J. (2005). Phenolic compounds in the leaves of alien and native *Impatiens* plants. In: *Plant Protection and Plant Health in Europe: Introduction and Spread of Invasive Species* (eds. Alford, D. V., Backhaus, G. F.). Conference, Humboldt University, Berlin, pp. 281–282.
- Tilman, D. (1997). Community invasibility, recruitment limitation, and grassland biodiversity. *Ecology*, 78, 81–92.
- Tilman, D. (2004). Niche tradeoffs, neutrality, and community structure: a stochastic theory of resource competition, invasion, and community assembly. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 101 (30), 10854–10861.
- Tokarska-Guzik, B. (2003). The expansion of some alien plant species (neophytes) in Poland. In: *Plant Invasions: Ecological Threats and Management Solutions* (eds. Child, L. E., Brock, J. H., Brundu, G., Prach, K., Pyšek, P., Wade, P. M., et al.). Backhuys Publishers, Leiden, pp. 147–167.
- Tokarska-Guzik, B., Urbisz, A., Urbisz, A., Wegrzynek, B., Nowak, T. & Pasierbinski, A. (2008). Regional scale assessment of alien plant invasions: a case study for the Silesian Upland (southern Poland). In: *Plant Invasions: Human Perception, Ecological Impacts and Management* (eds. Tokarska-Guzik, B., Brock, J. H., Brundu, G., Child, L., Daehler, C. C. & Pyšek, P.). Backhuys Publishers, Leiden, pp. 171–188.
- Traveset, A. & Richardson, D. M. (2006). Biological invasions as disruptors of plant reproductive mutualisms. *Trends in Ecology and Evolution*, 21, 208–216.
- Trepl, L. (1984). Über *Impatiens parviflora* DC. als Agriophyt in Mitteleuropa. *Dissertationes Botanicae*, 73, 1–371.
- Truscott, A., Palmer, S. C., Soulsby, C., Westaway, S. & Hulme, P. E. (2008). Consequences of invasion by the alien plant *Mimulus guttatus* on the species composition and soil properties of riparian plant communities in Scotland. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 10, 231–240.
- Uherčíková, E. & Eliáš, P. (1987). Standing crop, dominance, and species diversity of tallherb communities in the Male Karpaty Mts., Western Slovakia. *Ekologia Bratislava*, 6, 147–163.

- Urbisz, A. & Urbisz, A. (2009). Invasive vascular plant species in the Krakow-Czestochowa Uplands (southern Poland). In: *Biological Invasions: Towards a Synthesis* (eds. Pyšek, P. & Pergl, J.). Neobiota, pp. 153–160.
- van Tienderen, P. H. (1997). Generalists, specialists, and the evolution of phenotypic plasticity in sympatric populations of distinct species. *Evolution*, 51, 1372–1380.
- Vervoort, A. & Jacquemart, A. (2012). Habitat overlap of the invasive *Impatiens parviflora* DC. with its native congener *I. noli-tangere* L. *Phytocenologia*, 42, 249–257.
- Vrchotová, N., Šerá, B. & Krejčová, J. (2011). Allelopathic activity of extracts from *Impatiens* species. *Plant Soil and Environment*, 57, 57–60.
- Williams, K. S. (2005). Climatic influences of weeds and their herbivores: Biological control of St. John's wort in British Columbia. In: *Proceedings of the VI International Symposium on Biological Control of Weeds* (ed. Delfosse, E. S.), pp. 127–132.
- Williamson, M. (1998). Measuring the impact of plant invaders in Britain. In: *Plant Invasions: Ecological Mechanisms and Human Responses* (eds. Starfinger, U., Edwards, K., Kowarik, I. & Williamson, M.). Backhuys Publishers, Leiden, pp. 57–68.
- Williamson, M. (2001). Can the impact of invasive species be predicted? In: *Weed Risk Assessment*. (eds. Groves, R. H., Panetta, F. D. & Virtue, J. G.). CSIRO Publishing, Canberra, pp. 20–33.
- Williamson, M. & Fitter, A. (1996). The varying success of invaders. *Ecology*, 77, 61–66.
- Winter, M., Schweiger, O., Klotz, S., Nentwig, W., Andriopoulos, P., Arianoutsou, M., Basnou, C., Delipetrou, P., Didziulis, V., Hejda, M., Hulme, P. E., Lambdon, P. W., Pergl, J., Pyšek, P., Roy, D. B. & Kühn, I. (2009). Plant extinctions and introductions lead to phylogenetic and taxonomic homogenization of the European flora. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 106, 21721–21725.
- Yiling, C., Akiyama, S. & Ohba, H. (2002): Balsaminaceae [Draft].
<[http://flora.huh.harvard.edu/china/mss/volume 12/Balsaminaceae-A-GH-prereviewing.htm](http://flora.huh.harvard.edu/china/mss/volume%2012/Balsaminaceae-A-GH-prereviewing.htm)>
- Zavaleta, E. (2000). The economic value of controlling an invasive shrub. *AMBIO: A Journal of the Human Environment*, 29, 462–467.
- Zimmermann, H. G., Moran, V. C. & Hoffmann, J. H. (2000). The renowned cactus moth, *Cactoblastis cactorum*: its natural history and threat to native *Opuntia* floras in Mexico and the United States of America. *Diversity and Distributions*, 6, 259–269.

Sekundární citace označeny hvězdičkou (*)

Internetové zdroje – všechny stránky navštíveny 1. 4. 2013

Web 1: <http://stary.biom.cz/biom/6/sladky.html>

Web 2: http://eagri.cz/public/web/file/125248/Z111316_MZE_listovka_kridlatky_1AK.pdf

Web 3: http://www.botanika.borec.cz/netykavka_malokveta.php

Web 4: <http://alienplantsbelgium.be/content/impatiens-parviflora-0>

Web 5: <http://wilde-planten.nl/klein%20springzaad.htm>